

**FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ  
INSTITUTO AGGEU MAGALHÃES  
MESTRADO ACADÊMICO EM SAÚDE PÚBLICA**

**FERNANDA RODRIGUES DA SILVA VASCONCELOS**

**RISCO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS POR  
AGROTÓXICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE CANA-DE- AÇÚCAR**

**RECIFE**

**2021**

**FERNANDA RODRIGUES DA SILVA VASCONCELOS**

**RISCO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS POR  
AGROTÓXICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE CANA-DE- AÇÚCAR**

Dissertação apresentada ao Mestrado Acadêmico em Saúde Pública do Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz para a obtenção do grau de mestre em ciências.

**Orientadora**

Dra. Aline do Monte Gurgel

**RECIFE**

**2021**

**Catálogo na fonte: Biblioteca do Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães**

---

V331r Vasconcelos, Fernanda Rodrigues da Silva.

Risco potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos em áreas de cultivo de cana-de-açúcar/Fernanda Rodrigues da Silva Vasconcelos. — Recife: [s.n.], 2021.

79 p.: il.

Dissertação (Mestrado Acadêmico em Saúde Pública) - Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz.

Orientadora: Aline do Monte Gurgel.

1. Agroquímicos. 2. Saccharum. 3. Poluição da Água. 4. Saúde Ambiental. 5. Medição de Risco. I. Gurgel, Aline do Monte. II. Título.

CDU 632.15

---

**FERNANDA RODRIGUES DA SILVA VASCONCELOS**

**RISCO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS POR  
AGROTÓXICOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE CANA-DE- AÇÚCAR**

Dissertação apresentada ao Mestrado Acadêmico em Saúde Pública do Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz para a obtenção do grau de mestre em ciências.

Aprovado em: 29 de abril de 2021.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dra. Aline do Monte Gurgel

Instituto Aggeu Magalhães/Fundação Oswaldo Cruz

---

Dra. Glaciene Mary da Silva Gonçalves

Instituto Aggeu Magalhães/Fundação Oswaldo Cruz

---

Dra. Cheila Nataly Galindo Bedor

Universidade Federal do Vale do São Francisco

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades.

Aos meus pais, Fernando e Valdinete, e irmã, Amanda, pelo amor, incentivo e apoio incondicional. Jamais poderei retribuir todo esse amor e tudo que fazem por mim. Ao meu esposo Lucas que fez parte de toda minha trajetória durante o mestrado, que me ajuda e me dá força para realizar todos os meus sonhos. Sempre está ao meu lado me apoiando e me fortalecendo, obrigada amor. Você foi essencial para que eu realizasse esse sonho.

Ao meu filho Theo, que nasceu durante essa turbulência de pandemia e conclusão do mestrado, filho você me dá força e coragem para encarar e realizar todos os meus sonhos, Te amo meu mundo!

À Dra. Aline Gurgel pela ajuda, confiança, dedicação e incentivo, pelo tempo despendido em me ajudar e por ter colaborado em tudo que eu precisei.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte do desenvolvimento desse estudo, o meu muito obrigada.

*“Mesmo quando tudo parece desabar, cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar, porque descobri no caminho incerto da vida, que o mais importante é o decidir.”*

*Cora Coralina.*

VASCONCELOS, Fernanda Rodrigues da Silva. **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.

## RESUMO

O uso de agrotóxicos e fertilizantes nas lavouras e pastagens, decorrente do modelo de produção agrícola adotado por muitos países, pautado em grandes monocultivos. Quando os agrotóxicos são aplicados no ambiente podem alcançar diretamente os corpos d'água superficiais por meio da água da chuva ou da água que é usada na irrigação, e podem também de maneira indireta por meio da lixiviação no solo, chegar ao lençol freático contaminando águas subterrâneas. O objetivo desse estudo foi analisar o risco potencial de contaminação dos agrotóxicos em águas superficiais e subterrâneas decorrente do cultivo de cana-de-açúcar. Trata-se de um estudo transversal de abordagem quantitativa, no qual foi avaliado o risco potencial de contaminação que os agrotóxicos apresentam às águas superficiais e subterrâneas por meio do modelo proposto por Goss para águas superficiais e do índice de GUS e critérios de EPA para as águas subterrâneas. Os grupos químicos mais frequentemente autorizados para este cultivo são os sulfonilureias (7,92%), benzoilureias (5,94%), triazóis (5,94%). De acordo com os critérios da EPA de contaminação de águas subterrâneas, pode-se observar que 8,65% das substâncias são classificadas como Potencial Contaminante (PC). A análise do índice de GUS, observa-se que 53,68% não sofrem lixiviação (NL) e devem permanecer imobilizados no solo e 20,88% estão na faixa de transição (FT). A análise de potenciais contaminantes de águas superficiais revelou que 28,42% dos Ingrediente Ativo (IA) analisados foram classificados com baixo potencial de arraste associado ao sedimento, 56,84% como médio e 14,73% como alto. Os agrotóxicos podem se acumular no organismo e causar diversos danos à saúde, agudos e crônicos. Assim, a problemática do uso intensivo de agrotóxico deve ser debatida entre todas as esferas governamentais e sociedade, para que medidas urgentes sejam tomadas e danos sejam evitados.

**Palavras-chave:** Agrotóxico; Cana-de-Açúcar; Contaminação da Água; Saúde Ambiental, Análise de Risco.

VASCONCELOS, Fernanda Rodrigues da Silva. **Characterization of the potential risk of contamination of water resources by agrochemicals.** Dissertação (Mestrado Acadêmico em Saúde Pública) – Instituto Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2019.

### ABSTRACT

The agricultural production model adopted by many countries, based on large monocultures, has contributed to the increase in the use of pesticides and fertilizers in crops and pastures. When pesticides are applied in the environment, they can directly reach surface water bodies through rainwater or water that is used for irrigation, and they can also indirectly, through leaching in the soil, reach the water table contaminating water underground. The objective of this study was to analyze the potential risk of contamination of pesticides in surface and groundwater resulting from the cultivation of sugarcane. This is a cross-sectional study with a quantitative approach, in which the potential risk of contamination that pesticides present in surface and groundwater was assessed using the model proposed by Goss for surface water and the GUS index and EPA criteria for groundwater. The chemical groups most frequently authorized for this cultivation are sulfonylureas (6.66%), benzoylureas (5%) and triazoles (5%). According to the EPA criteria for groundwater contamination, it can be seen that 6.67% of the substances are classified as Contaminant Potential (PC). The analysis of the GUS index shows that 53.68% do not suffer leaching (NL) and must remain immobilized in the soil and 20.88% are in the transition range (FT). The analysis of potential contaminants in surface waters revealed that 28.42% of the IA analyzed were classified as having low drag potential associated with the sediment, 56.84% as medium and 14.73% as high. Pesticides can accumulate in the body and cause various health and acute and chronic damage. Thus, the problem of intensive use of pesticides must be debated among all governmental spheres and society, so that urgent measures are taken and damage is avoided.

**Keywords:** Agrochemicals; Sugar cane; Water contamination; Environmental health.



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Critérios de avaliação do potencial contaminante de substâncias químicas mediante os critérios da Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (EPA) .....	33
Tabela 2	Classificação do risco de contaminação da água subterrânea de acordo com o índice de GUS .....	34
Tabela 3	Método de GOSS para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais .....	35
Tabela 4	Número de ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado na cana- de-açúcar segundo grupo químico .....	36
Tabela 5	Lista dos ingredientes ativos químicos, semioquímicos e bioquímicos mais vendidos no Brasil no ano de 2019 e autorização no uso da cana-de-açúcar .....	39
Tabela 6	Classificação dos agrotóxicos segundo potencial de contaminação de águas subterrâneas .....	43
Tabela 7	Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS .....	45

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACh	Acetilcolina
AChE	Acetilcolinerasa
AERU	Unidade de Pesquisa Agrícola e Ambiental
Anvisa	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CEP	Comitê de Ética em Pesquisa
CNS	Conselho Nacional de Saúde
Decs	Descritores em Ciências da Saúde
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DT <sub>50</sub>	Tempo de Meia Vida no Solo
EPA	Environmental Protection Agency
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
GUS	Groundwater Ubiquity Score
IA	Ingrediente Ativo
IARC	Agência Internacional de Pesquisas sobre o Câncer
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IDA	Ingestão Diária Aceitável
KH	Lei de Henry
KOC	Constante de Adsorção à Matéria Orgânica do Solo
KOW	Coefficiente de Partição Etanol-Água
LMR	Limite Máximo de Resíduos
OIT	Organização Internacional do Trabalho
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OPAS	Organização Pan-Americana de Saúde
PL	Projeto de Lei
PND	Plano Nacional de Desenvolvimento
RSI	Regulamento Sanitário Internacional
SINAN	Sistema de Informação de Agravos de Notificação
T <sub>1/2</sub>	Tempo de Meia Vida
VMP	Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	14
	<b>Objetivo geral</b> .....	14
	<b>Objetivos específicos</b> .....	14
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	15
<b>3.1</b>	<b>Uso de agrotóxicos como um problema de saúde pública</b> .....	18
<b>3.1.1</b>	Intoxicações agudas, subagudas e efeitos crônicos .....	23
<b>3.2</b>	<b>Potencial de contaminação do solo, ar e água</b> .....	26
<b>3.2.1</b>	Contaminação das águas superficiais e subterrâneas .....	28
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	31
<b>4.1</b>	<b>Limitações do Estudo</b> .....	32
<b>4.2</b>	<b>Avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas</b> .....	33
<b>4.2.1</b>	Critério da EPA .....	33
<b>4.2.2</b>	Índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (GUS) .....	33
<b>5</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	36
<b>5.1</b>	<b>Ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado nas culturas de cana-de-açúcar no Brasil</b> .....	36
<b>5.2</b>	<b>Risco potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos</b> .....	42
<b>5.2.1</b>	Índice de GUS .....	42
<b>5.2.2</b>	Critérios de EPA .....	43
<b>5.3</b>	<b>Risco potencial de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos.</b> .....	44
<b>6</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	55
<b>6.1</b>	<b>Risco potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos (critério da EPA e índice de GUS)</b> .....	57
<b>6.1.1</b>	Critério da EPA .....	59
<b>6.2</b>	<b>Risco potencial de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos.</b> .....	62
<b>7</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	66
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	67
	<b>ANEXO A - PARECER DO CEP</b> .....	78

## 1 INTRODUÇÃO

O modelo de produção agrícola adotado por muitos países, pautado em grandes monocultivos, vem contribuindo para o aumento do uso de agrotóxicos e fertilizantes nas lavouras e pastagens (FERRACINI *et al.*, 2001; FRIEDRICH, 2014). O uso intensivo destes produtos tem levado à contaminação dos recursos naturais, com efeitos negativos na saúde humana e ambiental (STEFFEN *et al.*, 2011, SOARES; FARIA; ROSA, 2017). É recente a percepção de que os recursos naturais não são inesgotáveis e que o ambiente não é uma mera externalidade, sob pena de ameaçar a própria sobrevivência do ser humano. Esse fato é particularmente grave no que diz respeito aos recursos hídricos (ROMITELLI; PATERNIANI, 2007, VIEIRA *et al.*, 2017).

A contaminação da água por agrotóxicos pode ocorrer diretamente pela pulverização feita em áreas agrícolas, manualmente, mecanizadas ou aéreas, por meio da erosão dos solos contaminados, pelo escoamento superficial (*runoff*), pela lixiviação (movimento de materiais solúveis na matriz do solo pelo efeito da água que escorre e causa erosão ou a água que infiltra no solo em direção ao lençol freático), pelo descarte inadequado de embalagens e ainda pela lavagem de tanques com produtos (MARTINI *et al.*, 2012). Quando os agrotóxicos são aplicados no ambiente podem alcançar diretamente os corpos d'água superficiais por meio da água da chuva ou da água que é usada na irrigação, e podem também de maneira indireta por meio da lixiviação no solo, chegar ao lençol freático contaminando águas subterrâneas localizadas em regiões próximas aos locais de aplicação (ARIAS *et al.*, 2006; FRIEDRICH, 2014).

Cabe ressaltar o conceito de agrotóxico que segundo o Art. 5, Capítulo II, da PL nº 3.200/2015, agrotóxico é denominado como “produto defensivo fitossanitário”, o que permite minimizar ou mesmo anular a percepção de toxicidade intrínseca que essas substâncias representam à saúde humana e ao meio ambiente, transmitindo uma ideia de que são inofensivos (BRASIL, 2015). Os agrotóxicos podem produzir efeitos deletérios à saúde que variam com o princípio ativo, a dose absorvida, a forma de exposição e as características individuais da pessoa exposta. Até mesmo porque, como a própria terminologia já informa, os agrotóxicos são substâncias tóxicas, de modo que o emprego de produtos químicos desta natureza oferece risco ao meio ambiente (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2010).

É importante ressaltar que, além do diferente comportamento no ambiente, os agrotóxicos também apresentam diferente toxicidade aos humanos, aos animais e aos organismos aquáticos (PALMA; LOURENCETTI, 2011).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), registram-se no mundo, a cada ano,

25 milhões de casos de envenenamento por agrotóxicos, com cerca de 20 mil mortes. As intoxicações provocadas pelas exposições aos agrotóxicos variam em função das propriedades físico-químicas, toxicocinéticas e toxicodinâmicas dos compostos (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2010). Também interferem na toxicidade as características individuais, comportamentais e genéticas, como a variação do funcionamento fisiológico de cada indivíduo (FRIEDRICH, 2013). As condições de exposição exercem grande influência nos episódios de intoxicação, uma vez que as reais condições de uso dos agrotóxicos são cercadas de grandes vulnerabilidades socioambientais, compondo um cenário de exposições a múltiplos agentes por meio de múltiplas vias (ar, alimentos, água) (CARNEIRO *et al.*, 2015). Ainda, existem segmentos sociais mais vulneráveis aos efeitos dos agrotóxicos, como trabalhadores e moradores de áreas rurais, trabalhadores das campanhas de saúde pública e de empresas de dedetização, populações indígenas, quilombolas e ribeirinhas, crianças, gestantes, idosos e pessoas com problemas de saúde (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2014).

Crianças representam uma população particularmente vulnerável, devido a fatores fisiológicos como maiores taxas de metabolismo, sistema imune imaturo e padrões comportamentais, como o hábito de levar as mãos e objetos à boca, aumentando a exposição oral devido ao contato com superfícies e ambientes contaminados (FREEMAN *et al.*, 2005; CONTE *et al.*, 2017).

Para além da saúde humana, o uso de agrotóxicos tem graves consequências para o meio ambiente. Os agrotóxicos impactam o solo, a água, a flora e a fauna ao redor das plantações, e comumente atingem áreas muito além de onde foram aplicados. A esterilização provocada pelos agrotóxicos causa desequilíbrios ambientais gravíssimos, que aumentam a proliferação de pragas ainda mais resistentes. Tal cenário provoca o uso ainda mais de produtos químicos, numa espiral insustentável, mas lucrativa para as empresas do setor.

Os crescentes índices de produção no campo brasileiro tornaram o Brasil o maior mercado consumidor de agrotóxicos no mundo e este crescimento está diretamente associado à reprimarização da economia e expansão de commodities agrícolas como acana-de-açúcar (GURGEL *et al.*, 2017; MCDUGALL, 2011).

A contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos pode causar a modificação da biota, com a seleção das espécies mais resistentes e contaminação de peixes, crustáceos, moluscos e outros animais aquáticos. A acumulação desses produtos nos animais que habitam as águas contaminadas pode constituir uma ameaça para a saúde humana por meio da biomagnificação (BRITTO *et al.*, 2015). A contaminação de peixes (principalmente por organoclorados), crustáceos e moluscos (em especial os moluscos filtradores, como os

mexilhões) representa uma importante fonte de contaminação humana, cujos riscos podem ser ampliados a todos os consumidores desses animais como fonte de alimento (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003; GURGEL *et al.*, 2017).

Uma abordagem convencional para estimativa dos riscos de contaminação dos recursos hídricos consiste em analisar a vulnerabilidade das águas subterrâneas por índices de Groundwater Ubiquity Score (GUS) e das águas superficiais através da aplicação de algoritmos como o de Goss (GOSS, 1992; ANDRADE *et al.*, 2011).

O uso de agrotóxicos compromete a qualidade dos recursos hídricos, e sua presença nos ecossistemas aquáticos é uma das causas mais complexas de contaminação das águas destinadas ao abastecimento público, uma vez que muitos são persistentes e não são eliminados com as técnicas de tratamento convencional.

O Brasil é um dos maiores produtores de cana-de-açúcar do mundo, indicando elevado consumo de agrotóxicos. A contaminação ambiental por agrotóxicos leva à exposição humana a estes agentes químicos, contaminando águas superficiais e subterrâneas. Assim, faz-se necessário estudar esse cenário com o intuito de produzir informações sobre a contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos.

Deve-se considerar a possibilidade de que os agrotóxicos podem gerar resíduos que contaminam o ambiente e espécies de organismos aquáticos, sendo necessário analisar a contaminação das águas por resíduos de agrotóxicos. Diante disso, o presente estudo tem como pergunta condutora “Qual a relação entre o risco potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos utilizados no cultivo de cana-de-açúcar no Brasil?”.

## **2 OBJETIVOS**

### **Objetivo geral**

Analisar o risco potencial de contaminação dos agrotóxicos em águas superficiais e subterrâneas decorrente do cultivo de cana-de-açúcar.

### **Objetivos específicos**

- a) Identificar e caracterizar os ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado nas culturas de cana-de-açúcar no Brasil quanto à constante de adsorção à matéria orgânica do solo; tempo de meia-vida no solo e na água, constante da Lei de Henry e solubilidade em água;
- b) Estimar o risco potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos.
- c) Estimar o risco potencial de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### Contexto do uso dos agrotóxicos no Brasil

A partir da década de 1950, quando se iniciou a chamada “Revolução Verde”, foi possível observar profundas mudanças no processo da produção agrícola, bem como nos impactos dessa atividade sobre o ambiente e a saúde humana. Novas tecnologias, muitas delas baseadas no uso extensivo de agentes químicos, foram disponibilizadas aos agricultores (BRITTO *et al.*, 2015; RIBAS; MATSUMURA, 2009).

Uma diversidade de políticas foi implementada mundialmente para ampliar e assegurar esse mercado. Na agropecuária a pesquisa foi voltada, dentre outros elementos, para o desenvolvimento de sementes selecionadas para responder a aplicações de adubos químicos e agrotóxicos em sistemas de monoculturas intensamente mecanizados. Em outras palavras, as sementes foram alteradas geneticamente com o propósito de suportar uma maior carga de agentes químicos, em um modelo de produção intensamente dependente do uso de agrotóxicos e fertilizantes. A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e o Banco Mundial foram os maiores promotores da difusão desse pacote tecnológico (LONDRES, 2011). O Brasil adotou essa proposta, promovendo, a partir dos anos 60, um modelo de produção agrícola chamado de “modernização da agricultura” voltado principalmente para o mercado internacional (GOULART *et al.*, 2018).

A introdução das inovações técnicas no país modificou o meio rural em seus aspectos social e ecológico, com a intensa utilização de maquinários agrícolas e insumos químicos. O Estado facilitou esse processo, impulsionando a expansão da grande empresa agrícola mediante a oferta de créditos e incentivos (ALCANTARA, 2011; BEDOR, 2008). Assim, foram criados o Sistema Nacional de Crédito Rural, em 1965, que vinculava a obtenção de crédito agrícola à obrigatoriedade de compra de insumos pelos agricultores, e o Programa Nacional de Defensivos Agrícolas, em 1975, no âmbito do II Plano Nacional de Desenvolvimento (PDN), que proporcionava recursos financeiros para criação de empresas nacionais e instalação no país de subsidiárias de empresas transnacionais de insumos agrícolas, entre outros programas, que beneficiaram o comércio destes produtos (LONDRES, 2011).

No caso de perda da safra pelo que é chamado pelo agronegócio de “pragas agrícolas”, conhecidas como “espécies espontâneas” na perspectiva da agroecologia, esse crédito agrícola não seria pago nos casos em que o agricultor não realizasse a compra de agrotóxicos. Essa estratégia foi utilizada pelo governo para garantir e/ou aumentar a produção, sem nenhuma



preocupação com a ampliação dos riscos que esses produtos poderiam representar para a saúde humana e para o ambiente (ALCANTARA, 2011; ERLERS, 1999).

Assim, o uso de agrotóxicos foi fortemente estimulado por essa política, que exacerbava ofertas comerciais enaltecendo suas propriedades de reduzir o trabalho com grandes pragas e de beneficiar alimentos, populações e trabalhadores (SOUZA *et al.*, 2011). Logo, contribuiu também para o uso indiscriminado de agrotóxicos, uma vez que passaram a ser utilizados tanto por agricultores bem capitalizados como por pequenos produtores que foram estimulados a comprar esse “pacote tecnológico” de forma passiva e sistematicamente descontrolada (PORTO; SOARES, 2012).

No Brasil, desde 2016, foram implementadas diversas medidas de flexibilização de legislações trabalhistas, previdenciárias e ambientais, incluindo-se a agenda do fortalecimento do agronegócio, pautado no enfraquecimento do controle do Estado na regulação dos agrotóxicos (GURGEL *et al.*, 2019). Atualmente, há vários Projetos de Lei (PL), Resoluções, Atos e outras medidas legislativas em curso que visam flexibilizar as regras vigentes relacionadas à regulação de agrotóxicos, que podem resultar, em última instância, na ampliação do acesso da população a esses agentes.

Algumas das principais medidas que representam essa facilitação do acesso está no PL nº 6.299/2002, aprovado na comissão especial da Câmara dos Deputados em 2018, e que propõe alterações da Lei nº 7.802/1989. O PL propõe, dentre outras medidas, que seja permitido no Brasil o registro de IA de agrotóxicos que causem mutação genética, câncer, distúrbios reprodutivos e hormonais e malformações fetais mediante a determinação dos “riscos aceitáveis”, calculados a partir de uma avaliação de risco (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2018).

Igualmente, o projeto propõe a liberação de agrotóxicos sem que haja análise dos órgãos de saúde, ambiente e agricultura violando o sistema tripartite de regulação, onde o registro somente é concedido se os órgãos da Saúde, Ambiente e Agricultura forem favoráveis à liberação do agrotóxico, tornando as agências menos permeáveis à influenciado setor regulado e conferindo maior rigor na liberação desses produtos. Contudo, a proposta de mudança legislativa prevê casos de Registro e autorização temporária para produtos liberados em outros países, dispensando a realização de análises no Brasil. O PL também propõe a prescrição “preventiva” de agrotóxicos que banaliza o uso desses agentes, legalizando a emissão de receitas “de balcão”, sem a obrigatoriedade da realização de visitas técnicas, criando situações que ampliam as situações de insegurança relacionadas ao uso de agrotóxicos (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2018).

A prescrição nessa modalidade não permite adequar o uso de agrotóxicos de acordo com o tipo de problema fitossanitário constatado e seu nível de dano, que deve ser condizente com o tipo de “praga”, patógeno ou planta indesejada a ser controlada e como estágio da cultura a ser tratada (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2018).

Também buscando acelerar a liberação de agrotóxicos no Brasil, as Resoluções da Diretoria Colegiada (RDC) nº 294, 295 e 296/2019 modificam critérios da Portaria nº 3, do Sistema Nacional de Vigilância em Saúde do Ministério da Saúde, de 16 de janeiro de 1992, que determinava: a) as diretrizes para realizar a avaliação toxicológica; b) a fixação de limites máximos de resíduos de agrotóxicos em alimentos; c) a classificação toxicológica; d) as informações inseridas nos rótulos e bulas; e) estudos necessários para classificar os agrotóxicos quanto a toxicidade para o sistema reprodutivo, distúrbios hormonais, teratogenicidade, mutagenicidade e carcinogenicidade (efeitos tóxicos considerados proibitivos de registro segundo art. 3º, § 6º, lei 7802 de 1989). Com isso, o processo de concessão de registro de agrotóxicos no Brasil torna-se muito mais simples, em um processo feito às custas da adoção de medidas precaucionárias (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2020).

Agravando ainda mais esse cenário, entre os anos de 2019 e 2020, foram aprovados 997 novos registros de agrotóxicos no Brasil, 152 dos quais nos primeiros 100 dias de seu mandato, tornando esse o governo que mais liberou proporcionalmente a comercialização de agrotóxicos no país (GURGEL; GUEDES; FRIEDRICH, 2021). No Brasil existem reduções e isenções fiscais relacionadas à comercialização de agrotóxicos previstas em lei, beneficiando o agronegócio. Além disso, existem diversos subsídios que ampliam essas vantagens financeiras, ao mesmo tempo em que o país deixa de arrecadar recursos que poderiam beneficiar a sociedade (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2019).

Em virtude disto, milhões de trabalhadores do campo, juntamente com seus familiares, passaram a se expor de forma mais intensa a estes produtos por meio do trabalho, da alimentação e do ambiente contaminado, assim como os demais brasileiros que, embora não trabalhem no campo, são expostos a esses produtos de diferentes formas (SOUZA *et al.*, 2011). No ambiente urbano, além da exposição dietética, que se dá mediante a ingestão de alimentos e água contaminados, também existe a exposição ambiental e ocupacional, tanto aos agrotóxicos de uso agrícola quanto aos de uso não agrícola, como é o caso dos produtos domésticos formulados com ingredientes ativos (IA) de agrotóxicos (ROSA, 2017).

O uso crescente e indiscriminado de agrotóxicos é uma preocupação mundial em razão dos problemas de contaminação ambiental e exposição humana (SOARES; FARIA; ROSA, 2017). O mercado mundial tem mostrado taxas crescentes de vendas desde 2003, quando o

Brasil passou a ocupar a posição de um dos maiores mercados consumidores de agrotóxicos do mundo, sendo o principal destino das exportações desses produtos (PELAEZ, 2010; SANTOS, 2015). De 2007 a 2013, o volume de agrotóxicos utilizado no país aumentou de 643.057.017 kg para 1.224.997.637kg (GURGEL; GURGEL; SANTOS, 2019).

O uso de insumos químicos como agrotóxicos na agricultura tem ocasionado problemas ambientais, comprometendo a sustentabilidade dos ecossistemas a médio e longo prazo (BRITTO *et al.*, 2015; COELHO; LEE, 2009; GRUTZMACHER *et al.*, 2008). Apesar da grande importância das atividades agrícolas, há pouca preocupação com os aspectos de saúde e da segurança na agricultura por parte do setor produtivo. Há um interesse maior em desenvolver tecnologias para o aumento da produção na agropecuária, geralmente sem levar em consideração os impactos para a saúde das populações expostas, particularmente para aqueles ocupacionalmente expostos (FRANK *et al.*, 2004; GOULART *et al.*, 2018).

### **3.1 Uso de agrotóxicos como um problema de saúde pública**

Os agrotóxicos estão entre as mais importantes fontes de perigo para o ambiente e para a saúde da população geral, especialmente para os trabalhadores, que frequentemente são expostos por longos períodos, mesmo que a baixas doses (SOARES *et al.*, 2003; VIEIRA *et al.*, 2017).

As intoxicações por agrotóxicos são um sério problema de saúde pública, principalmente nos países em desenvolvimento e emergentes. Em 1990, a OMS estimou que ocorressem no mundo cerca de três milhões de intoxicações por agrotóxicos, com 220.000 mortes por ano (ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO, 2005). Apenas 1/6 dos acidentes com agrotóxicos são oficialmente registrados e cerca de 70% ocorrem em países em desenvolvimento, sendo que os inseticidas organofosforados são os responsáveis por 70% das intoxicações agudas (CABRAL, 2012; FARIA *et al.*, 2007). Estimativas mundiais mais recentes demonstram valores anuais entre 234.000 e 326.000 suicídios por agrotóxicos, o que contribui com cerca de um terço de todos os suicídios globalmente (GUNNELL *et al.*, 2007; REBELO *et al.*, 2011).

A questão dos agrotóxicos constitui um problema de saúde coletiva, dados os enormes impactos negativos para a saúde humana, bem como para o ambiente. Observa-se uma contaminação ampla e disseminada do solo, das águas subterrâneas e superficiais, assim como do ar, além da contaminação das lavouras. Como resultado tem-se a exposição humana que se

dá de diferentes formas – alimentar, ambiental, ocupacional, dietética – gerando um aumento crescente no número de intoxicações (GURGEL *et al.*, 2018).

Desde o ano de 2005, com a implementação de nova plataforma do Sistema de Informação de Agravos de Notificação (Sinan), banco de dados oficial do Ministério da Saúde brasileiro, foi elaborada nova ficha de intoxicação exógena incluindo todas as substâncias químicas, além do agrotóxico. Contudo, a notificação não era compulsória. Em 26 de janeiro de 2011 foi publicada a Portaria GM/MS nº 104, que define as terminologias adotadas em legislação nacional, conforme disposto no Regulamento Sanitário Internacional (REGULAMENTO SANITÁRIO INTERNACIONAL, 2005), a relação de doenças, agravos e eventos em saúde pública de notificação compulsória em todo o território nacional, tornando obrigatória a notificação das intoxicações exógenas, incluindo as intoxicações por agrotóxicos (BRASIL, 2011).

Somente entre os anos de 2007 e 2011, de acordo com os dados do Sinan, houve um crescimento de 67,4% de novos casos de acidentes de trabalho não fatais devido a agrotóxicos, e a incidência de intoxicações aumentou em 126,8%, sendo este crescimento maior entre as mulheres (178%), quadro que pode ser explicado pelo progressivo aumento do consumo e intensificação do uso dessas substâncias no país (GURGEL *et al.*, 2018; RIGOTTO; VASCONCELOS; ROCHA, 2014;).

A intoxicação por agrotóxicos e o aumento desse consumo e o registro dificulta o acompanhamento e controle pelas autoridades (QUEIROZ, 2019). Exemplo disso, é que de 2007 a 2017 foram registradas no Sinan 57.352 intoxicações exógenas por agrotóxicos no Brasil (GURGEL, *et al.*, 2018).

Observa-se a grande amplitude da população exposta nas fábricas de agrotóxicos e em seu entorno, na agricultura, no controle de endemias e pragas urbanas e outros setores, nas proximidades de áreas agrícolas, além dos consumidores dos alimentos contaminados, incluindo os processados e ultraprocessados (FRIEDRICH, 2014; RIGOTTO; VASCONCELOS; ROCHA, 2014).

Porém, o subdiagnóstico e a subnotificação são reconhecidos para os casos agudos e a limitação é ainda maior quando se trata de avaliar os efeitos crônicos dos agrotóxicos, como já demonstrado por diversos autores (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015; BOCHNER, 2007; FARIA; FASSA; FACCHINI; 2007; JORGE; LAURENTI; GOTLIEB, 2010; MALASPINA; ZINILISE; BUENO, 2011; PERES *et al.*, 2005; REBELO *et al.*, 2011;).

A Organização Internacional do Trabalho (OIT) estima que agrotóxicos causem anualmente cerca de 70.000 intoxicações agudas e crônicas fatais entre os trabalhadores rurais

e um número muito maior de intoxicações não fatais (FARIA; FASSA; FACCHINI, 2007). Pelo menos outros sete milhões de doenças agudas e crônicas não- fatais também podem ser atribuídas aos agrotóxicos. Estudos brasileiros e em outros países têm destacado os elevados custos para a saúde humana, ambiental e mesmo perdas econômicas na agricultura, devido ao uso dessas substâncias (CONTE *et al.*, 2017; PIMENTEL, 2005;).

Além da intoxicação de trabalhadores que têm contato direto ou indireto com esses produtos, a contaminação de alimentos tem levado um grande número de intoxicações ao óbito (CHIARELLO *et al.*, 2017). Esses fatos demonstram a relevância do tema para a Saúde Pública, despertando a necessidade de avaliar o impacto do setor e promover políticas voltadas à saúde e ao ambiente e o monitoramento dos problemas ambientais e para a saúde humana relacionados aos agrotóxicos.

As estimativas de problemas de saúde humana relacionados com a utilização de agrotóxicos são muito variáveis. Os danos para a saúde humana só começaram a ser amplamente divulgados a partir dos anos sessenta, com relatos de casos de intoxicação por organoclorados entre os trabalhadores rurais. A maioria dos agravos de saúde relacionados à exposição a agrotóxicos envolve o uso de organoclorados e organofosforados que possuem atividade neurotóxica (ARAUJO *et al.*, 2007).

Os problemas de saúde decorrentes da utilização de agrotóxicos não estão relacionados unicamente ao indivíduo e ao IA. Vários outros aspectos interferem nesse processo e não podem ser desconsiderados. Tais fatores, como as características físico- químicas dos produtos, a concentração ambiental, a dose de exposição ao agente químico, as vias de absorção, o grau de exposição, tempo e a frequência da exposição, susceptibilidade individual e se a exposição se dá a um único produto ou a vários influenciam na intoxicação (CONTE *et al.*, 2017).

Uma das propriedades físicas- químicas presentes na vida da água, o uso em excesso e incontrolável de agrotóxicos na terra tem sido um importante fator para contaminação tanto da água como do solo. Devido à toxicidade e sua permanência, o consumo dessa água e a sua reutilização na agricultura pode causar riscos à saúde dos que usufruem desse bem vital (SOARES *et al.*, 2017).

Igualmente, a forma de aplicação também pode interferir no comportamento das substâncias, bem como em sua capacidade de sofrer deriva, contaminando ainda mais o ambiente. Não há condições “ideais” para aplicação de agrotóxicos. Mesmo ao se tentar reduzir perdas ao aplicar os venenos somente quando as condições forem consideradas adequadas, é incontroverso que a dispersão dos agrotóxicos não pode ser eliminada, uma vez que a deriva é influenciada por diversos fatores, que não podem ser controlados em sua totalidade. O desvio

da trajetória inicial do agrotóxico depende de diversos fatores tais como seleção e regulação dos equipamentos; condições climáticas; deposição na superfície a ser tratada; volume da calda; adição de adjuvantes à calda, que mudam o comportamento da pulverização; turbulência; taxa de evaporação das gotas; dissipação; dispersão; tipo de cobertura vegetal a ser pulverizada; densidade de plantio; direção do voo; faixa de aplicação; entre outros (CARNEIRO, 2015; FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2019; GURGEL; TEIXEIRA; GURGEL *et al.*, 2018).

No que se refere à pulverização aérea para o controle de vetores, esta apresenta potencial ainda maior de causar danos sobre a saúde, o ambiente e a economia local e nacional, pois o volume será pulverizado diretamente sobre regiões habitadas, atingindo residências, escolas, creches, hospitais, feiras, comércio de rua e ambientes naturais, meios aquáticos como lagos e lagoas, além de centrais de fornecimento de água para consumo humano. Atingirá ainda, indistintamente pessoas em trânsito, incluindo aquelas mais vulneráveis como crianças de colo, gestantes, idosos, moradores de rua e imunossuprimidos (FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2019). Sobre este tema, a Associação Brasileira de Saúde Coletiva (Abrasco) publicou Nota contra a adoção desta estratégia “sob qualquer circunstância” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA, 2016).

Sendo assim, o uso de agrotóxicos em todo mundo pode representar um risco não somente ao ambiente, como também para a saúde humana (CONTE *et al.*, 2017; KOIFMAN, 2003).

### 3.1.1 Intoxicações agudas, subagudas e efeitos crônicos

A ação dos agrotóxicos sobre a saúde humana pode provocar diferentes tipos de danos, podendo mesmo ser fatal, provocando desde náuseas, tonturas, cefaleia, e alergias, até lesões renais e hepáticas, cânceres, doença de Parkinson, parada cardiorrespiratória e morte. Esses danos podem ser percebidos logo após o contato com o produto (efeitos agudos) ou após semanas ou mesmo anos (efeitos crônicos) que, nesse caso, muitas vezes são de difícil identificação e diagnóstico (ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE, 2000).

O uso de agrotóxicos tem trazido grandes malefícios, e um desses é evidenciado pela intoxicação dos trabalhadores e da população em geral (GURGEL, 2018).

O Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos da OPAS define que os agrotóxicos podem determinar três tipos de intoxicação: aguda, subaguda e crônica. Na intoxicação aguda os sintomas surgem rapidamente, geralmente algumas horas após uma exposição excessiva, por curto período, a produtos extrema ou altamente tóxicos. Pode

ocorrer de forma leve, moderada ou grave, a depender da quantidade de substância absorvida (ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE, 2000). Os sinais e sintomas são nítidos e objetivos. A intoxicação subaguda ocorre por exposição moderada ou pequena a produtos de diferentes classificações toxicológicas e têm aparecimento mais lento. Os sintomas em geral são subjetivos e vagos, tais como dor de cabeça, fraqueza, mal-estar, dor de estômago e sonolência, entre outros (COCCO *et al.*, 2005; CHIARELLO *et al.*, 2017).

Nos casos crônicos, que em geral aparecem após exposições repetidas a pequenas quantidades de agrotóxicos em um tempo mais prolongado, podem surgir problemas respiratórios graves, alteração do funcionamento do fígado e dos rins, desregulação endócrina, malformação fetal, danos ao sistema reprodutivo, mutações, carcinogenicidade, doenças neurodegenerativas, desordens neurocomportamentais, problemas no desenvolvimento intelectual e físico das crianças, entre outros (CONTE *et al.*, 2017). O uso de agrotóxicos pode ser considerado como uma condição potencialmente associada à etiologia do câncer por sua possível atuação como iniciadores, substâncias capazes de alterar o Ácido Desoxirribonucleico (DNA) de uma célula e/ou como promotores tumorais, substâncias que estimulam a célula alterada a se dividir (GOULART *et al.*, 2018).

Apesar das intoxicações agudas serem mais perceptíveis e mais rapidamente associadas à exposição a substâncias químicas como os agrotóxicos, as intoxicações crônicas merecem atenção especial, particularmente por serem em geral graves e potencialmente irreversíveis. Esses efeitos não têm sido caracterizados adequadamente, visto que podem se tornar aparentes somente após anos de exposição (SOARES *et al.*, 2003; VIEIRA *et al.*, 2017).

Os estudos realizados com seres humanos que avaliam efeitos crônicos são escassos por decorrência da dificuldade e elevados custos para a realização de estudos longitudinais, ou mesmo de acompanhamento das populações por um longo período. Estudos que avaliam efeitos agudos são menos incomuns, pois ocorrem logo após grandes acidentes, tentativas de suicídio ou de envenenamento e, embora também sejam subnotificados, são os que são majoritariamente registrados nos sistemas de informação (MEYER *et al.*, 2003; CHIARELLO *et al.*, 2017; FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, 2018). Além disso, os efeitos causados pelos agrotóxicos também podem ser observados em gerações que sucedem àquela de contato com tais produtos e, por isto mesmo, torna-se difícil se estabelecer uma relação causal entre exposição e desfecho. Com isto, esses efeitos podem ser confundidos com distúrbios de outra natureza, ou apenas não estarem relacionados ao agente etiológico (ALEXANDER *et al.*, 2007).

Embora a pesquisa brasileira sobre o impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana também tenha crescido nos últimos anos, ainda é insuficiente para conhecer a extensão da carga

química de exposição ocupacional e a dimensão dos danos à saúde decorrentes do uso intensivo de agrotóxicos. Um dos problemas apontados é a falta de informações sobre o consumo de agrotóxicos e a insuficiência dos dados sobre intoxicações por estes produtos. A relevância do tema é destacada ao se considerar a dimensão e a diversidade dos grupos expostos: os trabalhadores da agropecuária, saúde pública, empresas desinsetizadoras, indústrias de agrotóxicos e do transporte e comércio de produtos agropecuários (FARIA *et al.*, 2007; VIERA *et al.*, 2017).

É importante ressaltar que o fígado e os rins em geral são órgãos responsáveis por metabolizar e filtrar xenobióticos, como os agrotóxicos, por esse motivo existe a possibilidade de danos específicos a esses órgãos.

Sabe-se que toxicidade dos agrotóxicos também está relacionada às suas estruturas químicas (KAUSHIK; ROSENFELD; SULTATOS, 2007), bem como outros fatores como solubilidade, pH e pressão de vapor, que influenciam na biodisponibilidade, persistência, transformação e destino do agente químico no organismo (PERRY *et al.*, 2006). Concentração no ambiente, tempo de exposição, estado físico, solubilidade, afinidade por moléculas orgânicas e susceptibilidade individual também são características essenciais que influem na toxicidade (NYMAN *et al.*, 2014; WUNNAPUK *et al.*, 2014).

### 3.1.2 Vias de Exposição, Metabolismo e Excreção

Os efeitos para a saúde humana decorrentes da exposição aos agrotóxicos não são reflexos de uma relação simples e direta entre o produto e a pessoa exposta, mas de distintas variáveis. Em geral, a exposição a agrotóxicos ocorre por diferentes vias. As vias inalatórias (por meio da respiração) e dérmica (pele) são mais comuns em pessoas que trabalham com agrotóxicos, ou em pessoas que estejam próximas de regiões onde ocorre pulverização do produto (costal, tratorizada, aérea) e/ou que tenham contato com ar, água, roupas e objetos contaminados. Já a via oral é mais importante quando se trata da ingestão de água e alimentos contaminados (CONTE *et al.*, 2017; FARIA; FASSA; FACCHIN, 2007).

A exposição aos agrotóxicos pela derme é o resultado da combinação entre a natureza do composto, a condição da pele e fatores externos, como a temperatura. A aderência será mais rápida e completa para produtos solúveis em água e gordura (com elevado coeficiente de partição octanol-água) e sua intensidade será maior se a pele estiver lesionada ou em situações de aumento da circulação sanguínea, como ocorre quando a temperatura ambiente está elevada



e/ou quando se está realizando atividade física (CHIARELLO *et al.*, 2017; MORAES *et al.*, 2017). A exposição cutânea é a mais relevante para os aplicadores de agrotóxicos (LEBAILLY *et al.*, 2009). As formulações líquidas são geralmente mais perigosas do que os produtos de estado sólido, uma vez que é mais difícil para um sólido penetrar através da pele ou membrana mucosa (REIFENRAT, 2007).

Embora a derme seja a principal via de exposição dos trabalhadores envolvidos na aplicação de agrotóxicos, a via inalatória pode ser mais importante para produtos altamente voláteis ou que apresentam baixa absorção pela derme (ROSS *et al.*, 2001), bem como em ambientes quentes e para substâncias com pressão de vapor elevada.

É importante ressaltar que a exposição ocupacional pode ocorrer em todas as etapas de formulação, manufatura e aplicação, e envolve contato com misturas complexas de produtos químicos, IA e subprodutos utilizados nas formulações como impurezas, solventes, e outros compostos, que podem ser tão ou mais tóxicos que o próprio IA (BOLOGNESI, 2003; CHIARELLO *et al.*, 2017).

Outra via importante é a via oral, que atinge trabalhadores, famílias dos agricultores, a população circunvizinha e a população em geral, além de todos aqueles que ingerem água e alimentos contaminados (frutas, legumes, verduras, carnes, leite, ovos, leite, produtos industrializados etc). Além destas, o embrião ou feto em formação, através da placenta, pode entrar em contato com agrotóxicos que a mãe tenha sido exposta, antes ou durante a gestação, podendo provocar problemas como aborto, ou malformações congênitas, dentre outros problemas (FRIEDRICH, 2014).

Dependendo da via de absorção (oral, dérmica, inalatória) o agrotóxico percorre um “caminho” dentro do organismo, podendo ser metabolizado (transformado) de diferentes maneiras, em diferentes velocidades, formando, inclusive, produtos (metabólitos) diferentes que podem ser mais ou menos tóxicos que o composto parental. Não influenciar na toxicidade fatores como a dose de exposição, a idade da pessoa, a presença de outros contaminantes, incluindo outros agrotóxicos, as características genéticas (hereditárias) ou características dos territórios onde residem ou trabalham os expostos, como fatores socioambientais, que podem produzir ou agravar vulnerabilidades (FRIEDRICH, 2014).

É importante destacar que mesmo que uma substância seja excretada rapidamente, o período em que percorreu o organismo pode ter sido suficiente para causar danos em moléculas, células, tecidos e alterar funções fisiológicas fundamentais para a manutenção da vida, que podem ser permanentes. Mesmo em exposições curtas, os danos produzidos podem ser capazes de ser transmitidos para as futuras gerações por meio de alterações no material genético das

células germinativas, ou seja, aquelas que darão origem a um novo indivíduo após a fecundação (CARNEIRO *et al.*, 2012; CONTE *et al.*, 2017).

Uma vez no organismo, os agrotóxicos são distribuídos e podem afetar diferentes órgãos, concentrando-se em diferentes tecidos. Alguns agrotóxicos apresentam maior capacidade de causar danos devido à capacidade de transpor membranas biológicas, como a barreira hematoencefálica ou a placentária (LAKHAN, 2013).

A barreira hematoencefálica controla o efluxo e o influxo de substâncias biológicas para que o cérebro, a função neuronal, a sua integridade funcional e estrutural sejam preservadas. Essa barreira funciona de forma seletiva, sendo classificada através de três mecanismos: físico, metabólico e de transporte (LAKHAN, 2013).

Ao atravessar a barreira placentária, pode haver danos ao feto, podendo comprometer o desenvolvimento e a maturação neurocomportamental. Os agrotóxicos também podem ser excretados através do leite materno, comprometendo a saúde dos lactentes, e estudos têm demonstrado que agrotóxicos com elevada lipofilicidade, como os organoclorados, podem comprometer o leite materno (BORSON, *et al.*, 2019).

Dentre os principais grupos químicos de agrotóxicos, os organoclorados são muito estáveis e lipossolúveis. Atravessam a membrana plasmática por difusão simples, apresentando alta absorção gastrointestinal, principalmente por meio do consumo de alimentos com resíduos ou pelas vias inalatória e cutânea, especialmente em casos de exposição ocupacional. Uma vez absorvidos pelo organismo, os agrotóxicos organoclorados sofrem processo de metabolização lento, no fígado. Devido à complexidade da estrutura química, são difíceis de serem removidos por processos enzimáticos disponíveis no organismo, com característica de acumulação em tecidos com alto teor lipídico, como tecido adiposo, fígado, rins e sistema nervoso (PERES; MOREIRA; DUBOIS, 2003). As principais rotas de excreção são a biliar e urinária, embora possa ser detectado no leite materno (MARTINS *et al.*, 2013).

Os agrotóxicos organofosforados apresentam alto poder de absorção, com passagem por difusão simples por meio da membrana. As vias de entrada no organismo mais comuns são a cutânea e respiratória, principalmente em contatos ocupacionais. Também podem ser absorvidos por via oral por meio da ingestão de alimentos ou água contaminada, sendo estas as principais vias de exposição na população em geral. Com elevada lipossolubilidade e baixa capacidade relativa de bioacumulação para parte dos agrotóxicos pertencentes a esse grupo químico, esses compostos químicos são capazes de atravessar a barreira hematoencefálica, apresentando concentrações altas no sistema nervoso central (SNC) e tecidos ricos em lipídios, como rins e fígado (BARTH; BIAZHON, 2010). Em geral, a biotransformação nos seres

humanos ocorre de maneira acelerada. Alguns organofosforados possuem enxofre em sua estrutura química, sendo biotransformados principalmente via oxidação bioquímica por dessulfuração, com transformação da ligação P=S em P=O, e formação da forma “oxon”, com aumento da hidrosolubilidade. A oxidação do grupo tio éter, oxidação dos substitutos alifáticos também são reações bioquímicas que podem ocorrer. Ressalta-se que a forma oxon tornaesses agentes muitos mais tóxicos do ponto de vista agudo que o composto parental (SAILLENFAIT; NDIAYE; SABATÉ, 2015). Em geral são eliminados pela urina em poucos dias (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCE AND DISEASE REGISTRY, 2014).

A exposição aos carbamatos ocorre principalmente por inalação. Em geral são hidrossolúveis e pouco lipossolúveis. Na biotransformação desses compostos, as reações de hidrólise e hidroxilação dos grupamentos n-metil e do anel aromático são as mais importantes. A excreção ocorre de forma muito rápida por meio da urina e fezes. Assim, existem metabólitos que são mensurados em amostras urinárias, sendo o 2- isopropoxyfenol o mais comumente dosado (BIELAWSKI *et al.*, 2005).

Já os ditiocarbamatos são absorvidos pela pele, por via oral e inalação. São distribuídos principalmente para o fígado, rins e tireoide. Com baixa bioacumulação, são rapidamente metabolizados pelo fígado por meio da glicuronização. A etilenotioureia é o principal metabólito de importância toxicológica. São quase que totalmente excretados em 96 horas, principalmente por intermédio das fezes (71%), urina (16%) e bile (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2013).

Os piretróides apresentam alto poder de absorção, baixa bioacumulação e metabolismo rápido, com produção de ácidos carboxílicos por clivagem hidrolítica, seguida por oxidação e glucuronização. São eliminados pela urina e seu metabólito mais encontrado é o ácido fenoxibenzóico (3-PBA) (KOUREAS *et al.*, 2012)

### **3.2 Potencial de contaminação do solo, ar e água**

Os agrotóxicos utilizados na produção agrícola são importantes fontes de origem difusa de poluentes para o solo, o ar e a água, e sua descarga se constitui como um fator contribuinte para o declínio dos recursos vivos e para a deterioração dos ecossistemas (GUERRERO *et al.*, 2017; HANTUSH *et al.*, 2000).

As principais fontes de exposição humana aos agrotóxicos, depois da exposição ocupacional, são as fontes ambientais, já que uma vez utilizados, muitos destes produtos têm a capacidade de acumular-se nas matrizes ambientais, onde podem causar danos em espécies não-

alvo, como os seres humanos, e ainda diminuir a biodiversidade (FERREIRA *et al.*, 2006; GOULART *et al.*, 2018).

Os agrotóxicos podem ainda contaminar os suprimentos de água, alimentos de origem vegetal e animal, como frutas, legumes, verduras, carnes e derivados animais e outras fontes que podem ser vitais para o bem-estar humano (MURRAY; WAHLSTRÖM; PRONCZUK, 2004).

Assim, os agrotóxicos constituem-se como agentes potencialmente danosos para todos os organismos vivos, ameaçando recursos naturais essenciais à manutenção da qualidade devida no planeta, como a água, a fertilidade natural do solo e a biodiversidade de ecossistemas naturais (GOULART *et al.*, 2018; SARCINELLI *et al.*, 2005). Pessoas podem estar expostas a níveis elevados de agrotóxicos por meio do consumo de alimentos contaminados, ou ainda pela ingestão direta da água contaminada de lagos, rios, córregos e outros corpos hídricos (RANGEL; ROSA; SARCINELLI, 2011).

A intensidade dos impactos ambientais em decorrência das práticas agrícolas correlaciona-se com o modelo de produção adotado, que é dependente do uso de grandes quantidades de agrotóxicos e fertilizantes químicos (AFONSO *et al.*, 2002; FADINI; LOUZADA, 2001; GURGEL *et al.*, 2018).

Contudo, sabe-se que o grau de eficiência dos agrotóxicos diminui à medida que o número de aplicações aumenta (CASTRO; FERREIRA; MATTOS, 2011). Isso porque, ao fazer uso dos agrotóxicos, além de erradicar as “pragas agrícolas”, também são eliminados seus inimigos naturais, ou seja, seus “predadores e competidores”, ocasionando um desequilíbrio ambiental (CAJAIBA, 2014). Além disso, o uso desses agentes provoca o surgimento de resistência em diferentes espécies, levando ao aumento na quantidade de agrotóxico utilizada, ou na mudança periódica de princípio ativo (GURGEL *et al.*, 2018).

Igualmente, o comportamento dos agrotóxicos no ambiente varia de acordo com as características de cada composto, tais como massa molecular e suas propriedades físico-químicas, além das características físico-químicas do solo e das condições ambientais como o clima (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008). Estes atributos são determinantes para sua interação ambiental. Por exemplo, o comportamento de determinados agentes determina o solo os processos de retenção (sorção, absorção e adsorção), de transformação (degradação química e biológica) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), e por interações entre esses processos (ARIAS *et al.*, 2006, 2008).

De forma geral, agrotóxicos que apresentam alta lipofilicidade possuem elevado potencial de se concentrar em organismos vivos, particularmente tecidos adiposos (MOREIRA

*et al.*, 2012). Em função dessa propriedade, as substâncias com essa propriedade se concentram em organismos aquáticos, por exemplo, particularmente em animais filtradores (GUERRERO *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.* 2012). Já agrotóxicos que apresentam elevada pressão de vapor são bastante voláteis e, por isso, são facilmente carregados pelo vento, entrando no ciclo das águas, podendo ser encontrados em água de chuva e atingindo rios e lagos, contaminando a fauna aquática (CAIRES; CASTRO, 2002; GUERRERO *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.*, 2012).

O atual Anexo da Portaria de Consolidação nº 5, de 28/09/2017, os padrões necessários para considerar uma água potável é que está não ofereça riscos à saúde. O dispositivo legal estabelece o valor máximo permitido (VMP) de 64 substâncias químicas, entre elas 27 agrotóxicos. (BRASIL, 2015).

Esta discussão tem importância, acima de tudo, pelas situações de risco criadas, que comprometem a qualidade dos alimentos, já que a contaminação ambiental se constitui em uma das principais formas de contaminação dos alimentos por resíduos agrícolas. É necessário construir estratégias que assegurem uma alimentação saudável, e que sejam integradas a preocupações com o ambiente, inclusive o ambiente de trabalho, para garantir o acesso a alimentos de qualidade (ALMEIDA; CARNEIRO; VIELA, 2009).

### 3.2.1 Contaminação das águas superficiais e subterrâneas

A ingestão de água e alimentos contaminados por agrotóxicos pode ocasionar em longo prazo o acúmulo dessas substâncias no organismo, podendo causar graves doenças. Existem alguns agrotóxicos que ao continuarem no ambiente ou alcançar o meio aquático oferece risco a quem usufrui seja ele seres humanos ou animais, por carregar alta toxicidade e possibilidade de bioacumulação (LOURENCETTI, PALMA, 2011).

A poluição das águas, de acordo com o artigo 13, § 1º do Decreto nº 73.030, de 1973, pode ser definida como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações, causando danos à flora e à fauna, ou comprometer o seu uso para fins sociais e econômicos geralmente causados pelas atividades industriais, mineradoras, por esgoto, e principalmente pelas atividades agrícolas (SKRZEK; BACELLAR, 2013).

O Atlas de Saneamento Básico de 2011, elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), aponta que resíduos de agrotóxicos são a segunda maior fonte de contaminação da água, atrás apenas do esgoto doméstico, considerando os municípios que declararam poluição ou contaminação (IBGE, 2011).

Os agrotóxicos representam os produtos com maior incidência nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos do mundo em função do amplo uso em áreas agrícolas e urbanas. Eles englobam uma quantidade de moléculas com diferentes propriedades que lhes conferem diferentes graus de persistência ambiental, mobilidade e potencial tóxico, agudos e crônicos, a diversos organismos, incluindo espécies não alvo, como o ser humano (ARMAS *et al.*, 2005; GUERRERO *et al.*, 2017).

Estudos realizados por Scorza e Rigitano (2012) têm mostrado que, mesmo os agrotóxicos aplicados diretamente nas plantas, têm como destino final o solo, sendo lavados das folhas pela ação da chuva ou da água de irrigação. Após chegarem ao solo, os produtos infiltram até as camadas mais profundas, podendo atingir o lençol freático. Esse mecanismo de transporte se denomina lixiviação. Outra importante forma de transporte ocorre quando este se dá na superfície do solo, juntamente com a água das enxurradas, sendo denominado escoamento superficial. Esses dois tipos de transporte podem levar à contaminação dos recursos hídricos por resíduos de agrotóxicos (RIGITANO, 2012; SKRZEK; BACELLAR, 2013).

A contaminação das águas também pode acontecer por meio do transporte aéreo dos agrotóxicos até os corpos hídricos, devido a deriva técnica ou acidental após a aplicação dos agrotóxicos, seja ela por meio de atomizadores, aspersores, pulverização aérea ou tradicional (com uso de equipamentos costais ou máquinas). Ainda, a contaminação das águas pode acontecer quando os agrotóxicos entram no ciclo das águas, sendo detectados em águas de chuva (ALONSO *et al.*, 2018; MOREIRA *et al.*, 2012)

A lixiviação é a principal forma de contaminação das águas subterrâneas enquanto o escoamento superficial tem destaque na contaminação das águas superficiais (rios, lagos, córregos, açudes etc.). Além disso, os produtos formados da degradação dos agrotóxicos podem acumular-se no solo, interferindo na sua biota ou ser carregados para rios contaminando as águas superficiais (ANJUM *et al.*, 2011).

O processo de lixiviação depende das propriedades químicas dos agrotóxicos, como a solubilidade (S), o tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ), o coeficiente de adsorção ( $K_{oc}$ ) e o coeficiente de partição etanol-água ( $K_{ow}$ ). Essas características podem ser qualificadas em função da estimativa dos índices de Groundwater Ubiquity Score (GUS) (GUSTAFSON, 1989) ou Groundwater Screening Index (GSI) (BISHOP, 1986).

Alta solubilidade em água indica predisposição do composto a ser retirado do solo, no entanto alguns compostos possuem maior probabilidade de serem levados pela chuva, mas isso não significa que a elevada solubilidade não implica maior mobilidade no solo. O coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ) e meia-vida (DT50) são pouco discutidos por

dependem dos fatores ambientais. O valor de  $K_{oc}$  indica o potencial de mobilidade no solo, ao passo que a meia-vida revela a estabilidade do composto sob condições determinadas. O coeficiente de partição define a taxa de concentração de equilíbrio indica a afinidade por fases orgânicas, como as membranas biológicas. Esse parâmetro também permite prever a acumulação dos agrotóxicos em ambientes aquáticos e terrestres (MILHOME, 2009).

#### 4 METODOLOGIA

Trata-se de uma modelagem pautada na análise de dados secundários. A pesquisa foi realizada mediante o levantamento de todos os IA de agrotóxicos com uso autorizado na cultura da cana-de-açúcar no Brasil, seguida da aplicação de modelos para estudar o comportamento desses compostos em corpos hídricos.

Para identificação dos IA com uso autorizado no Brasil, foi realizada consulta das monografias dos produtos no site da Anvisa (<http://antigo.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>). Foram extraídas das monografias informações relativas ao grupo químico, classe, classificação toxicológica, culturas para as quais o produto tem uso autorizado no país, o limite máximo de resíduos (LMR) e a Ingestão Diária Aceitável (IDA).

Em seguida, foi realizada uma consulta em uma base de dados em toxicologia (Pesticide Properties Data Base – PPDB), disponível em <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>, mantida pela Universidade de Hertfordshire (Inglaterra) e que sistematiza dados das propriedades físico-químicas, toxicológicas e ecotoxicológicas de ingredientes ativos de agrotóxicos. As principais fontes de dados para a base são as monografias produzidas pela União Europeia, sendo complementadas com informações extraídas de fontes alternativas quando os documentos da UE não estão disponíveis, sendo por isso uma das bases mais completas sobre a temática (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA, 2020) Foram extraídas as informações relativas à constante de adsorção à matéria orgânica do solo, tempo de meia-vida no solo, tempo de meia-vida na água, constante da Lei de Henry e solubilidade em água, definidas no Quadro 2.

Quadro 2 – Definições das variáveis utilizadas para *screening* do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

(*Continua*)

Variável	Definição
Solubilidade em água	Indica tendência do composto de ser removido do solo.
Constante da Lei de Henry	Parâmetro relacionado à volatilidade, que indica a distribuição entre as fases líquida e gasosa, dependendo da temperatura.



Quadro 2 – Definições das variáveis utilizadas para *screening* do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

(Conclusão)

Variável	Definição
Constante de adsorção à matéria orgânica do solo	Indica o potencial de mobilidade no solo de um composto.
Tempo de meia-vida no solo	Representa, em dias, o período necessário para que 50% das moléculas do agrotóxico sejam degradadas.
Tempo de meia-vida na água	Juntamente com a meia-vida no solo, permite realizar estudos comparativos da persistência relativa de diferentes ingredientes ativos no ambiente.

Fonte: A autora.

Foram incluídos na pesquisa os agrotóxicos químicos, semioquímicos (hormônios sintéticos) e bioquímicos (biológicos). Os agentes biológicos de controle (biológicos) foram excluídos dessa pesquisa, por serem organismos como bactérias, que não apresentam as propriedades analisadas.

Para a determinação do risco potencial de contaminação dos agrotóxicos em águas superficiais e subterrâneas, foram utilizados o índice de *Groundwater Ubiquity Score* (GUS), os critérios da Agência Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) e o método de GOSS, métodos baseados nas propriedades físico-químicas dos princípios ativos de cada agrotóxico, que influenciam no processo de transporte desses compostos no ambiente.

O levantamento dos dados ocorreu no período de janeiro a julho de 2019.

#### 4.1 Limitações do Estudo

Para este estudo, os dados sobre condições ambientais, climáticas e de uso e ocupação do solo não foram levantados, embora exerçam influência na contaminação das águas e percolação no solo.

## 4.2 Avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas

Para calcular o risco potencial de contaminação de águas subterrâneas foram utilizados o critério de *screening* da EPA e o índice de GUS (GUSTAFSON, 1989; PRIMEL *et al.*, 2005; DORES; FREIRE, 2001).

### 4.2.1 Critério da EPA

O método da EPA para a análise preliminar do risco de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos considera os parâmetros de solubilidade em água (a 25°C), coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ), constante da Lei de Henry (KH), meia-vida no solo e meia-vida na água ( $DT_{50}$ ). Os agrotóxicos que se enquadrem nos critérios definidos na Tabela 1 apresentam maior potencial de transporte e, conseqüentemente, tendência à contaminação, principalmente de águas subterrâneas (MARTINI *et al.*, 2012).

Tabela 1 – Critérios de avaliação do potencial contaminante de substâncias químicas mediante os critérios da Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (EPA).

Critérios US-EPA	
<b>Solubilidade em água</b>	> 30 mg/L
<b><math>K_{oc}</math></b>	< 300-500mL/g
<b>KH</b>	<0,1 (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )
<b><math>DT_{50}</math> solo</b>	> 14 a 21 dias
<b><math>DT_{50}</math> água</b>	> 175 dias

Fonte: Adaptado de Andrade *et al.*, 2011.

Para a classificação segundo os critérios da EPA, foram consideradas como prováveis contaminantes as substâncias que atendiam a pelo menos três dos cinco critérios estabelecidos pela Agência (ANDRADE *et al.*, 2011, ISMAEL; ROCHA, 2019, MILHOME *et al.*, 2009).

### 4.2.2 Índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (GUS)

O processo de lixiviação dos agrotóxicos também é profundamente influenciado por propriedades como o tempo de meia vida no solo ( $DT_{50}$  ou  $t_{1/2}$ ), e o coeficiente de adsorção

( $K_{oc}$ ). Essas características podem ser qualificadas em função da estimativa do índice de *Groundwater Ubiquity Score* (GUSTAFSON, 1989). Para a determinação desse índice, empregou-se a equação:

$$\mathbf{GUS = \log (t_{1/2solo}) \times [4 - \log (K_{oc})]}$$

Após o cálculo do índice de GUS (MILHOME *et al.*, 2009; BRITO *et al.*, 2001), os ingredientes ativos dos agrotóxicos foram classificados de acordo com sua tendência de lixiviação ao domínio subterrâneo, conforme os intervalos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do risco de contaminação da água subterrânea de acordo com o índice de GUS.

Escala de classificação do índice de GUS	
$\mathbf{GUS \leq 1,8}$	Não sofre Lixiviação (NL)
$\mathbf{1,8 < GUS < 2,8}$	Faixa de Transição (T)
$\mathbf{GUS \geq 2,8}$	Provável Lixiviação (L)

Fonte: Martini *et al.* (2012).

Uma das principais limitações do método é que o índice GUS é empiricamente baseado e apresenta o problema da previsão de valores negativos para agrotóxicos com meia-vida curta e/ou grande coeficiente de sorção.

### 4.3 Avaliação do potencial de contaminação das águas superficiais

#### Critério de Goss

Para avaliar o risco de contaminação das águas superficiais foram utilizados os critérios propostos por Goss (1992), descritos na Tabela 3. O método de Goss baseia-se no valor de meia-vida no solo, na solubilidade em água (a 25°C) e no valor do coeficiente de adsorção. Este método utiliza um conjunto de intervalos matemáticos a partir dos quais se faz uma avaliação do potencial de transporte dos compostos associados ao sedimento ou dissolvido em água superficiais (Tabela 3).

Os agrotóxicos são classificados como possuindo alto ou baixo potencial de contaminação, de acordo com o transporte associado aos sedimentos ou dissolvidos em água. As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios citados são consideradas de potencial intermediário de contaminação para águas superficiais (MARQUES *et al.*, 2007).

Tabela 3 – Método de GOSS para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais.

Potencial de transporte associado ao sedimento			
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>oc</sub>	S (mg.L <sup>-1</sup> )
Alto potencial	≥40	≥1000	-
	≥40	≥500	≤ 0,5
Baixo potencial	≤ 1	-	-
	≤ 2	≤ 500	-
	≤ 4	≤ 900	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 500	≥ 0,5
	≤ 40	≤900	≥ 2
Potencial de transporte dissolvido em água			
	DT50 <sub>solo</sub> (d)	K <sub>oc</sub>	S (mg.L <sup>-1</sup> )
Alto potencial	>35	<100000	≥1
	<35	≤700	≥10 e ≤100
Baixo potencial	-	≥100000	-
	≤1	≥1000	-
	≤35	-	<0,5

Fonte: Adaptado de Marques *et al.* (2007).

Nota: S<sub>w</sub>– Solubilidade em água; DT<sub>50</sub> – Tempo de meia vida do agrotóxico no solo; K<sub>oc</sub>- constante de adsorção à matéria orgânica do solo;

Os dados foram sistematizados no Microsoft Excel 2010, versão 15.0.5111.1001, sendo construídas tabelas e gráficos para apresentação dos resultados.

O estudo faz parte do projeto “Vulnerabilidades socioambientais relacionadas à exposição ocupacional e ambiental aos agrotóxicos e a Vigilância em Saúde de populações expostas”, que foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisas (CEP) do IAM/Fiocruz, sob o CAAE nº 73834317.2.0000.5190 (Anexo A).

## 5 RESULTADOS

Os resultados apresentados consideram os Ingredientes Ativos (IA) de agrotóxicos químicos, semioquímicos e bioquímicos com uso autorizado na cultura da cana-de-açúcar no Brasil. As propriedades físico-químicas analisadas não estavam disponíveis para todos os IA avaliados na presente pesquisa, de modo que, para cada análise, foram considerados apenas os agentes cujos dados constavam nas bases consultadas.

### 5.1 Ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado nas culturas de cana-de-açúcar no Brasil

No total, 101 foram identificados IA de agrotóxicos químicos, semioquímicos e bioquímicos com uso autorizado nas culturas de cana-de-açúcar no Brasil. Os grupos químicos mais frequentemente autorizados para este cultivo são os das sulfonilureias (7,92%), benzoilureias (5,94%), triazois (5,94%), inorgânicos (4,95%) e cloroacetanilidas (3,96%), estrobilurinas (3,96%), neonicotinóides (3,96%) e triazinas (3,96%), conforme Tabela 4.

Tabela 4 – Número de ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado na cana-de-açúcar segundo grupo químico.

(*Continua*)

<b>Grupo Químico</b>	<b>N</b>	<b>Ingredientes ativos</b>
Acetato insaturado	1	Acetato de (Z)-9-tetradecenila
Ácido ariloxialcanóico	2	2,4-D, MCPA
Ácido dioxociclohexanocarboxílico	1	Trinexapaque-etílico
Ácido indolalcanóico	1	Ácido 4-indol-3-ilbutírico
Ácido piridinocarboxílico	2	Picloram, Tiazopir
Ácido pirimidiniloxibenzóico	1	Bispiribaque-sódico
Acilalaninato	1	Metalaxil-M
Alquilenobis(ditiocarbamato)	1	Mancozebe
Amônio quaternário	1	Cloreto de Mepiquate
Antranilamida	1	Clora-raniliprole

Tabela 4 – Número de ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado na cana-de-açúcar segundo grupo químico.

(Continuação)

<b>Grupo Químico</b>	<b>N</b>	<b>Ingredientes ativos</b>
Avermectinas	1	Abamectina
Metilcarbamato de benzofuranila	2	Benfuracarbe, Carbosulfano
Benzimidazol	1	Tiabendazol
Bipiridílio	2	Paraquat, Dicloreto de Paraquat
Benzoilureia	6	Lufenurom, Clorfluazurom, Diflubenzurom, Novalurom, Teflubenzurom, Triflumurom
Butenolida	1	Flupiradifurone
Carboxamida	1	Fluxaproxade
Cloroacetanilida	4	Alacloro, Acetocloro, Metolacloro, S-Metolacloro
Diacilhidrazina	1	Tebufenozida
Diamida do ácido ftálico	1	Flubendiamida
Dinitroanilina	2	Pendimetalina, Trifluralina
Éter difenílico	1	Oxifluorfem
Estrobilurina	4	Azoxistrobina, Piraclostrobina, Picoxistrobina, Trifloxistrobina
Etileno	1	Etefom
Fenilpiridinilamina	1	Fluazinam
Fenilpirrol	1	Fludioxonil
Glicina substituída	3	Glifosato, Glifosato-sal de isopropilamina, Sulfosinato
Giberelina	1	Ácido Giberélico
Homoalanina substituída	1	Glufosinato-sal de amônio
Imidazolinona	1	Imazapir
Inorgânico	5	Hidróxido de cobre, Oxicloreto de cobre, Óxido cuproso, Sulfato de cobre, Carbonato básico de cobre
Isoxazol	1	Isoxaflutol
Isoxazolidinona	1	Clomazona
Metilcarbamato de benzofuranila	2	Benfuracarbe, Carbosulfano
Metilcarbamato de oxima	1	Tiodicarbe
Neonicotinóide	4	Clotianidina, Imidacloprido, Tiametoxam, Tiacloprido
Organoarsênico	1	MSMA
Organocúprico	1	Oxina-Cobre
Organofosforado	3	Cadusafós, Terbufós, Cadusafós

Tabela 4 – Número de ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado na cana-de-açúcar segundo grupo químico.

(Conclusão)

<b>Grupo Químico</b>	<b>N</b>	<b>Ingredientes ativos</b>
Oximaciclohexanodiona	1	Cletodim
Pirazolcarboxamida	1	Benzovindiflupir
Piretróide	3	Alfa-Cipermetrina, Lambda-Cialotrina, Bifentrina
Semicarbazone	1	Metaflumizone
Sulfamoiluréia	1	Ortossulfamurom
Sulfanililcarbamato	1	Asulam
Sulfonanilidatriazolopirimidina	1	Diclosulam
Sulfoniluréia	8	Etoxissulfurom, Flazassulfurom, Halossulfurom-metílico, Metsulfurom, Metsulfurom-Metílico, Sulfometurom-metílico, Trifloxissulfurom, Trifloxissulfurom-sódico
Triazina	4	Atrazina, Simazina, Ametrina, Cianazina
Triazinona	2	Hexazinona, Metribuzim
Triazol	6	Ciproconazol, Epoxiconazol, Flutriafol, Triadimefom, Triadimenol, Tebuconazol
Triazolinona	1	Amicarbazona
Triazolona	2	Sulfentrazona, Carfentrazona-etílica
Uracila	1	Saflufenacil
Uréia	1	Diurum
<b>TOTAL</b>	<b>101</b>	

Fonte: A autora.

Considerando-se os volumes consumidos, os dados mais recentes do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) apontam que a venda total de produtos formulados “Químicos e Bioquímicos” totalizou 620.537,98 toneladas de IA no ano de 2019, o que representa um aumento de 12,97% nas vendas internas em relação a 2018. Nos relatórios de Produtos Formulados (PF) recebidos pelo Ibama, apenas 89 IA tiveram suas vendas divulgadas de forma individualizada por apresentarem no mínimo três empresas detentoras de registro de produtos à base de cada uma dessas substâncias, conforme exigência constante no decreto nº 4.074/2002 (BRASIL, 2002). O somatório das vendas no mercado interno dos 89 IA correspondeu a 563,46 mil toneladas, representando 90,80% do valor total das vendas internas no país.

Em 2019, os agrotóxicos mais comercializados foram os formulados com os IA glifosato; 2,4-d; mancozebe; acefato; atrazina; clorotalonil; dicloreto de paraquat; malationa; enxofre e clorpirifós (IBAMA, 2020). Destes, possuem uso autorizado na cana-de-açúcar: glifosato; 2,4-d; mancozebe; atrazina e dicloreto de paraquat (Tabela 5).

Para os produtos “Semioquímicos”, a venda interna foi de 4.221,36 kg de IA. Embora muitos produtos semioquímicos apresentem baixas concentrações de IA, há produtos com concentrações de até 900 g/kg (IBAMA, 2020) (Tabela 5).

Tabela 5 – Lista dos ingredientes ativos químicos, semioquímicos e bioquímicos mais vendidos no Brasil no ano de 2019 e autorização no uso da cana-de-açúcar.

(*Continua*)

Ingrediente Ativo	Vendas Internas Totais		Uso autorizado na
	(ton IA)	Ranking	cana
Glifosato	217.592,24	1	S
2,4-D	52.426,92	2	S
Mancozebe	49.162,59	3	S
Acefato	28.432,50	4	N
Atrazina	23.429,38	5	S
Clorotalonil	16.653,05	6	N
Dicloreto de paraquat	16.398,14	7	S
Malationa	13.576,47	8	N
Enxofre	11.882,33	9	N
Clorpirifós	10.827,78	10	N
Imidacloprido	9.214,45	11	S
Diurom	8.001,11	12	S
Oxicloreto de cobre	7.677,90	13	S
Cletodim	5.854,12	14	S
Clomazona	5.598,16	15	S
Carbendazim	5.343,63	16	N
Metomil	5.341,99	17	N
Óleo mineral	4.748,66	18	N
Ametrina	4.175,55	19	S
Picloram	3.827,47	20	S
Tebuconazol	3.643,04	21	S



Tabela 5 – Lista dos ingredientes ativos químicos, semioquímicos e bioquímicos mais vendidos no Brasil no ano de 2019 e autorização no uso da cana-de-açúcar.

(Continuação)

Ingrediente Ativo	Vendas Internas Totais		Uso autorizado na
	(ton IA)	Ranking	cana
Tiofanato-metílico	3.518,04	22	N
Azoxistrobina	2.800,69	23	S
Tiodicarbe	2.786,10	24	S
Ciproconazol	2.247,78	25	S
Lambda-cialotrina	2.163,15	26	S
Difenoconazol	2.113,34	27	N
Sulfentrazona	1.991,01	28	S
Fipronil	1.934,73	29	S
Bifentrina	1.927,76	30	S
Triclopir-butotílico	1.926,89	31	N
Fluazinam	1.916,91	32	S
Trifluralina	1.887,41	33	N
MSMA	1.885,11	34	S
Acetamiprido	1.787,40	35	N
Tebutiurum	1.737,13	36	N
Hexazinona	1.625,04	37	S
Hidróxido de cobre	1.579,78	38	S
Óleo vegetal	1.501,23	39	N
Glufosinato - sal de amônio	1.489,68	40	S
Sulfato de cobre	1.375,72	41	S
Dibrometo de diquate	1.374,64	42	N
Diafentiurom	1.314,66	43	N
Clorantraniliprole	1.143,06	44	S
Tiram	1.043,42	45	N
Propiconazol	981,67	46	N
Haloxifope-P-metílico	934,02	47	N
Epoxiconazol	918,16	48	S
Terra diatomácea	868,75	49	N
Metribuzim	846,92	50	S
Cipermetrina	832,83	51	S
Imazetapir	803,50	52	N
Captana	733,74	53	N

Tabela 5 – Lista dos ingredientes ativos químicos, semioquímicos e bioquímicos mais vendidos no Brasil no ano de 2019 e autorização no uso da cana-de-açúcar.

(Continuação)

Ingrediente Ativo	Vendas Internas Totais		Uso autorizado na
	(ton IA)	Ranking	cana
Fosfeto de alumínio	636,28	54	N
Flutriafol	608,08	55	S
Cloreto de mepiquate	578,62	56	S
Procimidona	573,82	57	N
Dimetoato	514,36	58	N
Mesotriona	465,65	59	S
Propargito	463,86	60	N
Fluroxipir-meptílico	418,82	61	S
Simazina	394,25	62	S
Diflubenzurom	346,27	63	S
Abamectina	320,92	64	S
Clorimurom-etílico	316,70	65	N
Lufenurom	296,72	66	S
Iprodiona	182,73	67	N
Propanil	173,00	68	N
Permetrina	147,84	69	N
Cresoxim-metílico	144,49	70	N
Cimoxanil	134,07	71	N
Fenoxaprope-p-etílico	128,72	72	N
Quizalofope-p-etílico	122,11	73	N
Piriproxifem	120,30	74	N
Metsulfurom-metílico	106,57	75	S
Lactofem	90,54	76	N
Cartape	83,48	77	N
Flumetralina	70,39	78	N
Nicosulfurom	65,17	79	N
Paclobutrazol	45,29	80	N
Sulfluramida	37,36	81	N
Azadiractina	35,55	82	N
Tetraconazol	33,19	83	N
Imazaquim	4,25	84	N

Tabela 5 – Lista dos ingredientes ativos químicos, semioquímicos e bioquímicos mais vendidos no Brasil no ano de 2019 e autorização no uso da cana-de-açúcar.

(Conclusão)

Ingrediente Ativo	Vendas Internas Totais		Uso autorizado na cana
	(ton IA)	Ranking	
Fosfeto de magnésio	1,04	85	N
Alacloro	0,00	86	S
Glifosato-sal de isopropilamina	0,00	87	S
Óxido de fembutatina	0,00	88	S
Parationa-metfílica	0,00	89	N

Fonte: IBAMA (2020).

No total, 47,19% dos IA que tiveram seus dados divulgados possuem uso autorizado na cana-de-açúcar, incluindo os três mais vendidos (glifosato, 2,4-D e mancozebe).

## 5.2 Risco potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos

Utilizando o índice de GUS e os métodos de *screening* propostos pela EPA, avaliou-se o potencial de contaminação de águas subterrâneas.

### 5.2.1 Índice de GUS

Com relação ao índice de GUS os agrotóxicos são classificados de acordo com sua tendência de lixiviação. Na análise do índice de GUS, foram considerados 91 IA, considerando a disponibilidade dos dados necessários à análise. Observou-se que 51,64% não sofrem lixiviação (NL) e devem permanecer imobilizados no solo, 20,88% estão na faixa de transição (FT) e 27,48% provavelmente sofrem lixiviação (PL) (Tabela 6). Um total de 29 IA com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil não puderam ser avaliados para este parâmetro devido à ausência de dados quanto às propriedades analisadas.

Tabela 6 – Classificação dos agrotóxicos segundo potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Classificação	N	%
GUS < 1,8 - Não sofre lixiviação	47	51,64
1,8 < GUS < 2,8 - Faixa de transição	19	20,88
GUS > 2,8 - Provável lixiviação (PL)	25	27,48

Fonte: A autora.

Considerando o grupo químico, segundo a classificação de GUS, as substâncias que mais frequentemente sofrem lixiviação pertencem aos grupos triazina, sulfoniluréia, triazolinona, sulfonanilida triazolopirimidina, homoalanina substituída, triazinona, ácido ariloxialcanóico e ácido piridinocarboxílico. Os IA que apresentaram maior potencial de lixiviar foram halossulfurom-metílico (8,56), ortossulfamurom (6,58), sulfentrazona (6,16), picloram (6,03) e flutriafol (5,40) (Tabela 7).

### 5.2.2 Critério da EPA

Os critérios da EPA para análise da contaminação de águas subterrâneas encontram-se descritos na Tabela 7, foram considerados 104 IA, que continham todas as informações necessárias para análise dos dados.

Observou-se que, em relação à solubilidade em água, compostos como o sulfosato (1.050.000 mg/L), etefom (1.000.000 mg/L) e paraquat (620.000 mg/L) possuem maior probabilidade de serem carregados pela chuva ou água de irrigação e atingirem os corpos d'água. Os IA sulfometurom-metílico (1,10 Pa.m<sup>3</sup>/mol), Ácido 4-indol-3-ilbutírico (1,30 Pa.m<sup>3</sup>/mol) e asulam (1,31 Pa.m<sup>3</sup>/mol) possuem volatilidade mais baixa, considerando o valor da constante de Henry (KH), podendo permanecer mais tempo no ambiente aquático.

Dentre os compostos estudados, paraquat (1.000.000,0 mL/g), fludioxonil (145.600,00 mL/g) e alfa-cipermetrina (288.735,00 mL/g) apresentaram elevados coeficientes de adsorção no solo ( $K_{oc}$ ), sendo, portanto, mais facilmente retidos e dificilmente transportados pela água. Já os agentes hidróxido de cobre (10.000 dias), oxicloreto de cobre (10.000 dias) paraquat (3.000 dias), e flutriafol (1.358 dias) apresentam maior persistência no solo, considerando-se o tempo de meia-vida no solo. Para o tempo de meia-vida na água, os compostos trinexapaque-

etílico (868 dias), glufosinato-sal de amônio (300 dias), etoxissulfurom (259 dias) destacam-se como os IA que permanecem maior tempo nesta matriz.

De acordo com os critérios da EPA de contaminação de águas subterrâneas, pode-se observar que 8,65% das substâncias são classificadas como Potencial Contaminante (PC). De acordo com o grupo químico, as substâncias mais frequentemente classificadas como potencial contaminante pertencem ao grupo cloroacetanilida, sendo seguidas pelos de uracila, sulfoniluréia, inorgânicas, benzimidazol, triazol, benzofuranila e organofosforado. Os IA que apresentaram maior potencial contaminante foram cadusafós (2,88); trifloxissulfurom (2,81); tiabendazol (2,04); triadimefom (1,59) e alacloro (1,08). Vale destacar que trifloxissulfurom e cadusafós apresentam potencial para contaminar águas subterrâneas considerando tanto a classificação de GUS (provável lixiviação), como a da EPA (potencial contaminante) (Tabela 7).

### **5.3 Risco potencial de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos**

No total, 104 IA apresentavam todas as informações requeridas para esta avaliação. A análise de potenciais contaminantes de águas superficiais revelou que, dentre os IA analisados, 28,42% foram classificados com baixo potencial de arraste associado ao sedimento, 56,84% como médio e 14,73% como alto (Tabela 7). As substâncias com maior potencial de arraste associado ao sedimento são: diurom, paraquat, dicloreto de paraquat, trifluralina, azoxistrobina, hidróxido de cobre, fludioxonil, mancozebe, oxadiazona, tiabendazol, triadimenol, clorfluazurom, lambda-cialotrina, flubendiamida, metaflumizone, novalurom e teflubenzurom.

Para as substâncias com potencial de transporte dissolvido na água, constatou-se que 9,27% foram classificadas como possuindo baixo potencial, 27,71% alto e 67,02% médio potencial de transporte dissolvido na água (Tabela 7). As substâncias de mais alto potencial foram: flazassulfurom, hexazinona, metolacoloro, picloram, simazina, sulfureazona, tiazopir, trifloxissulfurom, trifloxissulfurom-sódico, ametrina, oxicloreto de cobre, epoxiconazol, fluxapiraxade, triadimenol, tebuconazol, cadusafós (inseticida e nematicida), lambda-cialotrina, clotianidina, clorantraniliprole, etiprole, flupiradifurone e tiametoxam.

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continua)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Alacloro	Cloroacetanilida	335,0	14,0	0,5	3,20 x10 <sup>-03</sup>	240	1,08	NL	PC	Baixo	Médio
Asulam	Sulfanililcarbamato	-	3,2	Estável	1,31 x10 <sup>-10</sup>	962000	1,36	FT	NC	Médio	Médio
Atrazina	Triazina	100,0	75,0	86,0	1,50 x10 <sup>-04</sup>	35	3,20	PL	NC	Médio	Médio
Acetocloro	Cloroacetanilida	156,0	14,0	Estável	2,10 x10 <sup>-03</sup>	282	1,58	NL	NC	Baixo	Médio
Amicarbazona	Triazolinona	30,0	21,0	64,0	6,78 x10 <sup>-08</sup>	4600	4,29	PL	NC	Baixo	Médio
Bispiribaque- sódico	Ácido pirimidiniloxibenzóico	-	13,0	Estável	3,12 x10 <sup>-11</sup>	64000	1,68	NL	NC	Baixo	Médio
Cletodim	Oxima ciclohexanodiona	-	0,6	Estável	1,40 x10 <sup>-07</sup>	5450	-0,69	NL	NC	Médio	Médio
Clomazona	Isoxazolidinona	300,0	22,6	Estável	5,90 x10 <sup>-03</sup>	1212	2,56	FT	NC	Médio	Médio
Carfe-razona- etflica	Triazolona	866,0	1,0	9,8	2,50 x10 <sup>-04</sup>	29	0,00	NL	NC	Baixo	Médio
Diurom	Uréia	680,0	146,6	Estável	2,00 x10 <sup>-06</sup>	36	2,43	FT	NC	Alto	Médio
2,4-D	Ácido ariloxialcanóico	39,3	4,4	Estável	4,00 x10 <sup>-06</sup>	24300	1,69	NL	NC	Baixo	Médio

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		Koc (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Diclosulam	Sulfonilida triazolopirimidina	90,0	49,0	-	-	6	3,46	PL	NC	Médio	Médio
Etoxissulfurom	Sulfoniluréia	134,0	18,0	259,0	1,94 x10 <sup>-03</sup>	5000	2,02	FT	NC	Baixo	Médio
Flazassulfurom	Sulfoniluréia	46,2	41,2	11,0	2,58 x10 <sup>-06</sup>	2100	2,50	FT	NC	Médio	Alto
Glifosato	Glicina substituída	1.424,0	15,0	Estável	2,10 x10 <sup>-07</sup>	10500	-0,25	NL	NC	Médio	Médio
Glifosato-sal de isopropilamina	Glicina substituída	6.920,0	-	-	-	11600	-	---	NC	Médio	Médio
Hexazinona	Triazinona	-	105,0	-	1,10 x10 <sup>-07</sup>	33000	4,43	PL	NC	Médio	Alto
Halossulfurom- metílico	Sulfoniluréia	109,0	0,5	14,4	-	8	8,56	PL	NC	Médio	Médio
Imazapir	Imidazolinona	-	11,0	30,0	3,0 0 x10 <sup>-07</sup>	9740	1,98	FT	NC	Médio	Médio

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Isoxaflutol	Isoxazol	145,0	0,9	0,8	1,87 x10 <sup>-05</sup>	6	-0,10	NL	NC	Médio	Médio
Glufosinato-sal de amônio	Homoalanina substituída	600,0	7,4	300,0	4,48 x10 <sup>-09</sup>	500000	1,06	PL	NC	Médio	Médio
MCPA	Ácido ariloxialcanóico	-	24,0	Estável	5,50 x10 <sup>-05</sup>	29390	2,94	PL	NC	Baixo	Médio
Metolaclo	Cloroacetanilida	120,0	90,0	Estável	2,40 x10 <sup>-03</sup>	530	2,10	FT	NC	Médio	Alto
Metribuzim	Triazinona	-	11,5	Estável	2,00 x10 <sup>-05</sup>	1165	2,57	FT	NC	Baixo	Médio
MSMA	Organoarsênico	-	-	Estável	-	0	-	---	---	---	---
Metsulfurom	Sulfoniluréia	-	-	-	2,38 x10 <sup>-11</sup>	172	-	---	NC	---	---
Metsulfurom-Metílico	Sulfoniluréia	-	10,0	Estável	2,87 x10 <sup>-06</sup>	2790	3,99	PL	NC	Baixo	Médio
Oxifluorfem	Éter difenílico	-	35,0	Estável	2,38 x10 <sup>-02</sup>	0	0,26	NL	NC	Médio	Baixo
Ortossulfamurom	Sulfamoiluréia	352,5	12,5	24,4	7,60 x10 <sup>-05</sup>	629	6,58	PL	NC	Médio	Médio



Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Paraquat	Bipiridílio	1.000.000,0	3.000,0	Estável	4,00 10 <sup>-12</sup>	620000	-7,40	NL	NC	Alto	Baixo
Dicloreto de Paraquat	Bipiridílio	100.000,0	365,0	Estável	4,00 x10 <sup>-09</sup>	620000	-3,48	NL	NC	Alto	Médio
Pendimetalina	Dinitroanilina	17.491,0	182,3	Estável	1,27 x10 <sup>+00</sup>	0	-0,32	NL	NC	Médio	Médio
Picloram	Ácido piridinocarboxílico	13,0	82,8	Estável	3,00 x10 <sup>-07</sup>	560	6,03	PL	NC	Médio	Alto
Simazina	Triazina	130,0	60,0	96,0	5,60 x10 <sup>-05</sup>	5	2,00	FT	NC	Médio	Alto
Sulfosato	Glicina substituída	-	17,0	-	2,00 x10 <sup>-09</sup>	1050000	-0,65	NL	NC	Baixo	Médio
Sulfe-razona	Triazolona	43,0	541,0	Estável	-	780	6,16	PL	NC	Médio	Alto
Sulfometurom- metílico	Sulfoniluréia	85,0	24,0	Estável	1,10 x10 <sup>-18</sup>	244	2,86	PL	NC	Baixo	Médio
S-Metolacoloro	Cloroacetanilida	-	15,0	Estável	2,20 x10 <sup>-03</sup>	480	1,91	FT	NC	Baixo	Médio
Saflufenacil	Uracila	-	20,0	-	-	2100	-	---	PC	Baixo	Médio
Trifluralina	Dinitroanilina	15.00,0	181,0	Estável	1,02 x10 <sup>+01</sup>	0	0,13	NL	NC	Alto	Médio
Tiazopir	Ácido piridinocarboxílico	400,0	64,0	Estável	4,75 x10 <sup>-02</sup>	2	2,70	FT	NC	Médio	Alto

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Trifloxissulfurom	Sulfoniluréia	300,0	70,0	-	-	-	2,81	PL	PC	Médio	Alto
Trifloxissulfurom- sódico	Sulfoniluréia	306,0	63,5	20,0	2,60 x10 <sup>-05</sup>	25700	2,79	FT	NC	Médio	Alto
Ametrina	Triazina	-	37,0	-	4,10 x10 <sup>-04</sup>	200	0,52	NL	NC	Médio	Alto
Mesotriona	-	122,0	19,6	Estável	5,10 x10 <sup>-07</sup>	1500	2,69	FT	NC	Baixo	Médio
Azoxistrobina	Estrobilurina	589,0	78,0	Estável	7,40 x10 <sup>-09</sup>	7	2,65	FT	NC	Alto	Médio
Benzovindiflupir	pirazol carboxamida	-	-	-	-	-	-	---	---	---	---
Ciproconazol	Triazol	-	142,0	Estável	5,00 x10 <sup>-05</sup>	93	3,10	PL	NC	Médio	Médio
Hidróxido de cobre	Inorgânico	12.000,0	10.000,0	Estável		506	-0,32	NL	NC	Alto	Médio
Oxicloreto de cobre	Inorgânico	-	10.000,0	Estável		1	-	---	NC	Médio	Alto
Epoxiconazol	Triazol	-	354,0	Estável	4,71 x10 <sup>-04</sup>	7	2,28	FT	NC	Médio	Alto

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA						GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )	SED				DIS	
Sulfato de cobre	Inorgânico	-	-	-	-	243	-	---	PC	---	Médio	
Óxido cuproso	Inorgânico	-	-	Estável	-	1	-	---	NC	---	---	
Oxina-Cobre	Organocúprico	-	-	-	-	0	-	---	NC	---	Médio	
Carbonato básico de cobre	Inorgânico	1,00	-	-	-	1	-	---	NC	Médio	Baixo	
Flutriafol	Triazol	-	1.358,0	Estável	1,27 x10 <sup>-06</sup>	95	5,40	PL	NC	Médio	Médio	
Fludioxonil	Fenilpirrol	145.600,00	164,0	Estável	5,40 x10 <sup>-05</sup>	2	-2,67	NL	NC	Alto	Médio	
Mancozebe	Alquilenobis(ditiocarbamato)	998,00	4,4	1	2,10 x10 <sup>-01</sup>	6	1,37	NL	NC	Alto	Médio	
Fluxapirroxade	Carboxamida	-	183,0	-	3,03 x10 <sup>-07</sup>	3	2,57	FT	NC	Médio	Alto	
Metalaxil-M	Acilalaninato	-	6,5	Estável	3,50 x10 <sup>-05</sup>	26000	1,71	NL	NC	Baixo	Médio	
Oxadiazona	---	3.200,00	502,0	31	3,80 x10 <sup>-02</sup>	1	2,40	FT	NC	Alto	Médio	
Piraclostrobina	Estrobilurina	9.304,00	32,0	Estável	6,45 x10 <sup>-01</sup>	2	0,06	NL	NC	Médio	Médio	
Picoxistrobina	Estrobilurina	965,00	24,4	24	6,00 x10 <sup>-04</sup>	3	1,45	NL	NC	Médio	Médio	

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Tiabendazol	Benzimidazol	3.983,00	500,0	203	3,70 x10 <sup>-06</sup>	30	2,04	FT	PC	Alto	Médio
Triadimefom	Triazol	300,00	26,0	Estável	9,00 x10 <sup>-05</sup>	70	1,59	NL	PC	Baixo	Médio
Triadimenol	Triazol	750,00	250,0	Estável	3,50 x10 <sup>-06</sup>	72	3,34	PL	NC	Alto	Alto
Tebuconazol	Triazol	-	63,0	Estável	1,00 x10 <sup>-05</sup>	36	2,85	PL	NC	Médio	Alto
Trifloxistrobina	Estrobilurina	-	0,3	40	2,30 x10 <sup>-03</sup>	1	-0,30	NL	NC	Médio	Baixo
Fluazinam	Fenilpiridinilamina	16.430,00	11,0	4	2,59 x10 <sup>+01</sup>	0	1,32	NL	NC	Médio	Baixo
Lambda-Cialotrina	Piretróide	283.707,00	175,0	Estável	2,00 x10 <sup>-02</sup>	0	-3,28	NL	NC	Alto	Alto
Benfuracarbe	Metilcarbamato de benzofuranila	9.100,00	0,5	1	2,10 x10 <sup>-04</sup>	8	-0,02	NL	NC	Médio	Médio
Clorfluazurom	Benzoiluréia	20.800,00	90,0	Estável	5,41 x10 <sup>-04</sup>	0	-0,62	NL	NC	Alto	Médio
Cadusafós	Organofosforado	-	38,0	Estável	1,32 x10 <sup>-01</sup>	245	2,88	PL	PC	Médio	Alto
Alfa-Cipermetrina	Piretróide	288.735,00	23,0	70	5,30 x10 <sup>-02</sup>	0	-2,00	NL	NC	Médio	Baixo

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Clotianidina	Neonicotinóide	123,00	545,0	Estável	2,90 x10 <sup>-11</sup>	340	4,91	PL	NC	Médio	Alto
Clora-raniliprole	A-ranilamida	362,00	597,0	Estável	3,20 x10 <sup>-09</sup>	1	4,22	PL	NC	Médio	Alto
Diflubenzurom	Benzoiluréia	-	3,0	96	4,70 x10 <sup>-04</sup>	0	0,17	NL	NC	Médio	Baixo
Etiprole	Fenilpirazol	-	50,0	Estável	-	-	3,35	PL	NC	Médio	Ato
Flubendiamida	Diamida do ácido ftálico	2.197,00	500,0	Estável	-	0	3,98	PL	NC	Alto	Médio
Flupiradifurone	Butenolida	98,40	57,1	-	8,20 x10 <sup>-08</sup>	3200	3,53	PL	NC	Médio	Alto
Imidacloprido	Neonicotinóide	-	191,0	Estável	1,70 x10 <sup>-10</sup>	610	3,74	PL	NC	Médio	Médio
Lufenurom	Benzoilureia	-	16,3	Estável	3,41 x10 <sup>-02</sup>	0	-0,81	NL	NC	Médio	Médio
Metaflumizone	Semicarbazone	30.714,00	141,0	-	1,10 x10 <sup>-01</sup>	0	-1,05	NL	NC	Alto	Médio
Novalurom	Benzoiluréia	9.598,00	72,0	Estável	2,00 x10 <sup>+00</sup>	0	0,02	NL	NC	Alto	Médio
Tiodicarbe	Metilcarbamato de oxima	-	0,7	31	4,31 x10 <sup>-02</sup>	22	-0,56	NL	NC	Médio	Médio
Teflubenzurom	Benzoiluréia	26.062,00	92,0	Estável	6,98 x10 <sup>-03</sup>	0	-0,82	NL	NC	Alto	Médio
Triflumurom	Benzoiluréia	2.967,00	22,0	Estável	1,79 x10 <sup>-03</sup>	0	-0,05	NL	NC	Médio	Médio

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Continuação)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Carbosulfano	Metilcarbamato de benzofuranila	-	21,0	1	1,24 x10 <sup>-01</sup>	0	0,99	NL	PC	Médio	Baixo
Tebufenozida	Diacilhidrazina	-	400,0	Estável	6,59 x10 <sup>-05</sup>	1	1,76	NL	NC	Médio	Médio
Terbufós	Organofosforado	500,00	8,0	7	2,70 x10 <sup>+00</sup>	5	0,81	NL	NC	Baixo	Médio
Tiametoxam	Neonicotinóide	56,20	50,0	Estável	4,70 x10 <sup>-10</sup>	4100	4,69	PL	NC	Médio	Alto
Tiacloprido	Neonicotinóide	-	15,5	Estável	5,00 x10 <sup>-10</sup>	184	0,14	NL	NC	Baixo	Médio
Abamectina	Avermectinas	-	-	-	1,40 x10 <sup>-09</sup>	1,21	Baixo	NL	NC	---	---
Cianazina	Triazina	190,00	16,0	Estável	6,60 x10 <sup>-06</sup>	171	2,07	FT	NC	Baixo	Médio
Abamectina	Avermectinas	-	-	-	1,40 x10 <sup>-09</sup>	1,21	Baixo	NL	NC	---	---
Cadusafós	Organofosforado	-	38,0	Estável	1,32 x10 <sup>-01</sup>	245	2,88	PL	PC	Médio	Alto
Bifentrina	Piretróide	236.610,00	26,0	Estável	7,74 x10 <sup>-05</sup>	0	-2,76	NL	NC	Médio	Baixo
Acetato de (Z)-9-tetradecenila	Acetato insaturado	-	-	-	3,00 x10 <sup>-03</sup>	2	-	---	NC	---	---

Tabela 7 – Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil e classificação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas segundo métodos de GUS, EPA e GOSS.

(Conclusão)

Substância	Grupo químico	Critérios de EPA					GUS (índice)	GUS- (classif.)	EPA	GOSS	
		K <sub>oc</sub> (ml g <sup>-1</sup> )	T ½ vida solo (dias)	T ½ vida água (dias)	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> )	Solub. Água (mg g <sup>-1</sup> )				SED	DIS
Ácido Giberélico	Giberelina	10,00	3,4	27	7,50 x10 <sup>-07</sup>	4280	1,67	NL	NC	Baixo	Médio
Ácido 4-indol-3- ilbutírico	Ácido indolalcanóico	-	-	-	1,30 x10 <sup>-11</sup>	250	-	---	NC	---	---
Etefom	Etileno	-	13,1	3	1,45 x10 <sup>-07</sup>	1000000	0,66	NL	NC	Baixo	Médio
Glufosinato-sal de amônio	Homoalanina substituída	600,00	7,4	300	4,48 x10 <sup>-09</sup>	500000	1,06	NL	NC	Médio	Médio
Cloreto de Mepiquate	Amônio quaternário	-	26,0	Estável	2,99 x10 <sup>-12</sup>	500000	1,33	NL	NC	Baixo	Médio
Trinexapaque- etílico	Ácido dioxociclohexanocarboxílico	-	0,2	868	5,40 x10 <sup>-04</sup>	10200	-1,40	NL	NC	Médio	Médio

Fonte: A autora.

Nota: K<sub>oc</sub>: Coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo; T ½: Tempo de meia vida no solo (DT<sub>50</sub>); T ½: Tempo de meia vida na água (DT<sub>50</sub>); K<sub>H</sub>: Constante da Lei de Henry; Solub: Solubilidade em água; GOSS SED: Potencial de transporte adsorvido no sedimento; GOSS DIS: Potencial de transporte dissolvido na água; NL: Não sofre lixiviação; PL: Provável lixiviação; FT: Faixa de transição; ---: Dados não disponíveis.

## 6 DISCUSSÃO

### **Ingredientes ativos de agrotóxicos com uso autorizado nas culturas de cana-de-açúcar no Brasil**

Quanto aos IA mais consumidos no Brasil no ano de 2019, cabe ressaltar que a cana-de-açúcar é a segunda cultura que mais consome agrotóxicos no país, ficando atrás apenas da soja.

No total, 47,19% dos IA que tiveram seus dados divulgados pelo IBAMA, possuem uso autorizado na cana-de-açúcar, incluindo os três mais vendidos (glifosato, 2,4-D e mancozebe), demonstrando a diversidade e volume de substâncias que podem ser utilizadas neste cultivo. Tanto o glifosato como o 2,4 D e o mancozebe estão associados a diversos danos à saúde e ao ambiente.

O glifosato é considerado um provável carcinógeno humano (Grupo 2A) (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER, 2017), particularmente devido às evidências do surgimento de leucemias e Linfoma Não-Hodgkin (LNH). O glifosato também apresenta potencial genotóxico (GHISI; OLIVEIRA; PRIOLI, 2016) alteram funções endócrinas (DEFARGE *et al.*, 2016; ROBERTS; KARR; COUNCIL ON ENVIRONMENTAL HEALTH, 2012;).

Há evidências de efeitos deletérios no ambiente, principalmente devido à resistência adquirida por algumas espécies vegetais após o uso prolongado desse herbicida. A sua aplicação pode resultar na presença de resíduos na colheita e em animais usados na alimentação humana, comprometendo a segurança alimentar e nutricional. No ambiente, concentrações elevadas de glifosato foram encontradas tanto na água como no solo (AMARANTE, 2002).

O herbicida 2,4-D é classificado como um possível carcinógeno humano (grupo 2B) (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER, 2017) e está particularmente relacionado ao surgimento de LNH, especialmente após exposições ocupacionais, de sarcomas (GARABANT; PHILBERT, 2002; MILIGI *et al.*, 2006), de câncer de cólon, testiculares (KOUTROS *et al.*, 2013), leucemias (YI *et al.*, 2013). A exposição a este agente está associada a danos no material genético (mutações) (GARAJ; ZELJEZIC, 2002).

O 2,4-D altera o desempenho sexual e a fertilidade, podendo exercer efeitos tóxicos no feto e em lactentes devido a sua capacidade de atravessar a placenta e ser excretado pelo leite



materno. Os efeitos podem comprometer o desenvolvimento motor, comportamental, intelectual, reprodutivo, hormonal ou imunológico, provocando aborto ou morte nos primeiros meses de vida (FRIEDRICH, 2014). O aborto pode acontecer inclusive em casos de exposições anteriores à concepção, indicando danos reprodutivos. Estudos realizados em seres humanos identificaram a presença de 2,4-D no sêmen, indicando risco de toxicidade para os espermatozoides (alterações de formato, redução da mobilidade e morte), que podem comprometer a fertilidade e o feto em formação (ARBUCKLE *et al.*, 1999; SWAN *et al.*, 2003). No Vietnã, onde houve uso intenso do agente laranja, que tem o 2,4-D em sua composição, quase meio século após o conflito ainda são registrados nascimentos de crianças com anormalidades congênitas (teratogênese), sendo extremamente elevada a incidência de abortos (INSTITUTE OF MEDICINE, 2014).

Efeitos sobre os hormônios e, conseqüentemente, sobre as funções desempenhadas por eles, foram relatados após a exposição ao 2,4-D. A ação endócrina do 2,4-D leva a alterações dos níveis de lipídios (Yi *et al.*, 2013), diminuição do HDL, aumento de triglicerídeos, insulina, peptídeo C e do hormônio tireoidiano TSH, aumentando o risco de infarto agudo do miocárdio, obesidade e diabetes tipo 2 (SCHREINEMACHERS, 2010). Foram observados níveis elevados do hormônio luteinizante (LH) em aplicadores de 2,4-D, podendo resultar em problemas no ciclo menstrual, na ovulação e na fertilidade feminina (FRIEDRICH, 2014). Desordens neuromusculares como neuropatia periférica, esclerose múltipla e paralisia dos nervos, além de outras manifestações clínicas, foram observadas após exposições ao agente laranja (YI *et al.*, 2013). O 2,4-D também causa imunossupressão (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER, 2017).

É importante ressaltar que não existem dados de comercialização sobre a imensa maioria dos IA com uso autorizado no Brasil. As sulfonilureias, por exemplo, que representam o grupo com mais IA autorizados para a cultura da cana-de-açúcar, são a segunda classe de herbicidas mais consumidas no mundo. Nos EUA, as sulfonilureias são empregadas em mais de 150 milhões de hectares cultivados, totalizando US\$ 1,5 bilhões em vendas ao ano (OLIVEIRA, 2011). Contudo, no Brasil, não existem dados sobre esse consumo, à exceção dos volumes comercializados do Metsulfurom-metílico, tornando extremamente difícil compreender o real impacto associado aos agrotóxicos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar.

## 6.1 Risco potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos (critério da EPA e índice de GUS)

### Índice de GUS

Na análise considerando os critérios de GUS, as substâncias classificadas como não sofrem lixiviação (NL) corresponderam a 51,64%. Soares *et al.* (2017) observaram que 39,1% dos agrotóxicos analisados foram classificados como compostos que não sofrem lixiviação, destacando-se o 2,4-D, azoxistrobina, carbendazim, ciproconazol, clomazone, diurom, fomesafem, imazetapir, imidacloprido, tebuconazole e tiametoxam (SOARES *et al.*, 2017). Uma menor quantidade de substâncias foi classificada como Provável Lixiviação (27,48%), foram elas halossulfurom-metílico, ortossulfamurom, sulfentrazone, picloram, flutriafol, clotianidina, tiametoxam, hexazinona, amicarbazona e clora-raniliprole.

Tagert; Massey e Shaw (2014) coletaram amostras de águas subterrâneas no centro-leste do Mississippi para avaliar a presença de agrotóxicos, e observaram que a hexazinona foi detectada em 94% das amostras, seguido por metolaclo (76%), tebuthiuron (48%) e atrazina (47%) (TAGERT; MASSEY; SHAW, 2014). Acayaba *et al.* (2020) realizaram um estudo para avaliar os efeitos potenciais de agrotóxicos individuais e suas misturas, para a vida aquática e consumo humano para as águas superficiais e subterrâneas, e encontraram tebuthiuron, ametrina, atrazina, diuron, hexazinona, carbofuram, imidacloprida, malation, carbendazim e suas misturas apresentaram risco para a vida aquática e humana (ACAYABA *et al.*, 2020). Portal *et al.* (2019) analisaram águas subterrâneas no assentamento de Zumbi de Palmares, no Brasil, e as análises identificaram a presença de ametrina, atrazina, metil paration, carbaril e hexazinona (PORTAL *et al.*, 2019).

Segundo Ismael e Rocha (2019), dentre os princípios ativos de agrotóxicos avaliados na estimativa de contaminação de águas subterrâneas e superficiais em área sucroalcooeira no Brasil, 39% possuíam tendência de provável lixiviação (PL), das águas subterrâneas, sendo estes: Sulfometurom-Metílico, Clomazone, ImazapiqueTebuthiuron, Sulfentrazone, Hexazinona, Amicarbazona e Imidacloprido (ISMAEL; ROCHA, 2019). Kraemer *et al.* (2009), avaliando a lixiviação de imazetapir em solos de várzea, detectaram até 20 cm de profundidade independente do manejo dado ao solo (plântio convencional ou direto) com

maiores concentrações na camada de solo de 5-15cm, no sistema de plantio direto, devido principalmente as palhadas (KRAEMER *et al.*, 2009).

Esses achados de estudos analíticos corroboram que as principais substâncias identificadas com elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas segundo o índice de GUS vêm sendo encontradas em amostras de água, indicando que os estudos de *screening* podem ser bons preditores para definição de agentes prioritários para rastreamento em ações de vigilância ambiental.

Embora aproximadamente 21% das substâncias estejam compreendidas na faixa de transição determinada pelo índice de GUS, o maior percentual (27,48%) possui característica de não sofrer lixiviação estando de acordo com a classificação de EPA, na qual a grande maioria das substâncias são classificadas como não contaminantes das águas subterrâneas.

Importa destacar que Soares *et al.* (2017), ao identificarem 44 IA de agrotóxicos comerciais utilizados na região do entorno do município de Campo Novo do Parecis, Mato Grosso, detectaram diversos IA classificados como não contaminantes de águas subterrâneas segundo os critérios de GUS e da EPA (SOARES *et al.*, 2017). Esses resultados apontam que, embora os testes de *screening* possam ser bons preditores de contaminação, seu uso deve considerar que outros fatores interferem na presença dos agrotóxicos em água, como o volume de uso, tipo de solo, tempo transcorrido entre a aplicação e a coleta, dentre outros.

Destaca-se ainda que, em estudos analíticos, a detecção de IA classificados com baixo potencial de contaminar águas subterrâneas nos testes de *screening* ocorre com maior frequência com substâncias classificadas como “não lixivia” pelo índice de GUS quando comparado com os critérios da EPA, e atribuíram tal capacidade ao maior número de parâmetros utilizados pela EPA no momento da avaliação (SOARES *et al.*, 2017).

Apesar do estudo apontar um número inferior a 7% de substâncias classificadas como alto potencial contaminante de águas subterrâneas, o número elevado de substâncias não contaminantes também gera preocupação, uma vez que, em virtude das suas classificações toxicológicas e potenciais efeitos crônicos sobre a saúde, tais IA podem ser nocivos à saúde humana e aos ecossistemas, podendo impactar inclusive a fertilidade do solo (NETO; SARCINELLI, 2009; ISMAEL; ROCHA, 2019).

Considera-se que todos os agrotóxicos utilizados podem contaminar o lençol freático em áreas onde há o cultivo de cana-de-açúcar, embora aqueles classificados com maior potencial de contaminação, somente segundo testes de *screening* mereçam maior atenção. Para

elencar com maior precisão os agentes a serem monitorados nos territórios, torna-se fundamental levantar dados ambientais e relativos ao uso e ocupação do solo, pois estes exercem importante influência na dinâmica ambiental dos IA.

É importante destacar que, das sete substâncias classificadas como potenciais contaminantes, seis são consideradas medianamente tóxicas (classe III) (alacoloro, saflufenacil, tiabendazol, triadimefom, cadusafós e carbasulfano) segundo a classificação toxicológica da Anvisa (2020). De acordo com Friedrich (2013) e Carneiro *et al.* (2015) a classe toxicológica dos IA de agrotóxicos considera os efeitos que podem ocorrer em geral após uma única exposição, indicando potencial de dano agudo. Com isso, não são considerados os efeitos crônicos, que se manifestam mais tardiamente, em geral após a exposições repetidas aos agrotóxicos e que podem incluir danos nas funções imunológicas, hormonais, causando mutações, câncer, malformação congênita e outros danos (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2020; CARNEIRO *et al.* 2015; FRIEDRICH, 2013).

Para Faria (2004), uma vez que atingem os recursos hídricos subterrâneos, as substâncias contaminantes podem chegar aos rios e lagos, e mesmo em pequenas quantidades, o processo de bioacumulação faz com que a ação das mesmas seja altamente prejudicial ao longo das cadeias alimentares, especialmente para animais de topo de caia, como os seres humanos. Ainda, além do consumo de alimentos contendo resíduos de agrotóxicos, a ingestão de água contaminada contribui para aumento do risco de insegurança alimentar e nutricional associado à contaminação das águas por estes contaminantes (FARIA, 2004).

#### 6.1.1 Critério da EPA

De acordo com os critérios da EPA, agrotóxicos com elevada solubilidade em água, baixa constante de adsorção à matéria orgânica do solo e alta meia-vida no solo tendem a atingir o lençol freático mais facilmente, potencializando assim o risco de contaminação hídrica (MARQUES *et al.*, 2007). Considerando os critérios de EPA, as substâncias autorizadas na cultura da cana-de-açúcar com maior potencial de contaminação foram alacoloro, sulfometurometílico, trifloxissulfurom, ciproconazol, flutriafol, triadimenol, tebuconazol, cadusafós e carbasulfano.

Andrade *et al.* (2011) observaram que quanto maior a persistência ( $T_{1/2}$ ) e a solubilidade em água, e menores o  $K_{OC}$  e a  $K_H$  para determinado princípio ativo, maior será seu transporte

no ambiente e, conseqüentemente, maior a probabilidade de contaminação de águas subterrâneas e superficiais. Dos agrotóxicos com uso autorizado na cana-de-açúcar, apresentam elevadas persistência ( $T_{1/2}$ ) e a solubilidade em água e baixos valores de  $K_{OC}$  e  $K_H$  os IA atrazina, acetocloro, amicarbazona e clomazona indicando elevada capacidade de contaminação das águas (ANDRADE *et al*, 2011).

A solubilidade em água indica a tendência do composto em ser removido da água. Para os agrotóxicos com uso autorizado na cana-de-açúcar no Brasil, os IAs sulfosato, etefom e paraquat possuem maior probabilidade de serem carregados pela chuva ou água de irrigação. Segundo Milhome *et al* (2009) substâncias como acefato, cartap, 2,4-D, glifosato, metamidofós, metomil e paraquat são exemplos de substâncias com grande possibilidade de serem carregados pela chuva e/ou irrigação para corpos d'água. Cabe ressaltar que alta solubilidade não é igual a maior mobilidade, como o paraquat, classificado como muito solúvel em água, porém de baixa mobilidade, pois possui uma elevada capacidade de retenção no solo (MILHOME *et al.*, 2009).

A constante da lei de Henry ( $K_H$ ) é um parâmetro relacionado à volatilidade do composto. Indica a distribuição da espécie entre a fase líquida e a fase gasosa, dependendo da temperatura. Em geral, considera-se que compostos com  $K_H$  menores que  $10^{-5} \text{ Pa.m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$  apresentam baixa volatilidade. Milhome *et al* (2009) observaram que a grande maioria dos agrotóxicos aplicados na região do Baixo Jaguaribe apresentavam baixa volatilidade, no estudo eles encontraram os agrotóxicos azoxistrobina, imida-cloprido, nicossulfuron, paraquat e tiametoxan possuem volatilidade muito baixa, podendo permanecer mais tempo no ambiente aquático (MILHOME *et al.*, 2009). Os IA achados do nosso estudo divergem com os citados do estudo acima, no nosso estudo sulfometurom-metfílico, ácido 4-indol-3-ilbutírico e asulam são os que possuem volatilidade mais baixa.

A constante de adsorção à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ) reflete a tendência de adsorção do herbicida pelo carbono orgânico do solo, os que apresentaram elevados coeficientes foram: paraquat, fludioxonil e alfa-cipermetrina, sendo esses dificilmente transportados pela água. No estudo de Milhome *et al* (2009), Dentre os compostos estudados, lambda-cialotrina, paraquat e cipermetrina apresentaram elevados coeficientes de adsorção no solo, sendo, portanto, mais facilmente retidos e dificilmente transportados pela água (MILHOME *et al.*, 2009). Esses achados se assemelham aos nossos, no entanto, esses parâmetros isolados não afirmam seguramente o verdadeiro potencial contaminante dos

agrotóxicos, sendo necessária a avaliação das suas propriedades em conjunto por meio da aplicação dos métodos de análise de risco.

Britto *et al.* (2015) observaram que alguns IA apresentaram elevado tempo de meia vida nas águas subterrâneas. Compostos como a cipermetrina, epoxiconazol, piraclostrobina e tiametoxam apresentaram alta persistência no solo ou na água, com possíveis danos ao ambiente, pois os mesmos têm potencial para uma possível contaminação de águas subterrâneas (BRITTO, *et al.*, 2015). No nosso estudo os agentes hidróxido de cobre, oxiclreto de cobre, paraquat, e flutriafol apresentam maior persistência no solo, considerando-se o tempo de meia-vida no solo. Já para o tempo de meia-vida na água, os compostos que tiveram destaque foram trinexapaque-etílico, glufosinato-sal de amônio, etoxissulfurom. Em seu estudo Marques (2007) identificou que os agrotóxicos que apresentam maior tempo de meia vida na água foram: benzimidazoles, azoxistrobina, aldicarbe, carbofurano e diuron (*et al* (2009) encontraram o paraquat, propiconazole, imidacloprido e difenoconazol como os IA com maior tempo de meia vida no solo, e fenpropatrina, teflubenzuron, espinosade e fenitrothion com maiores tempo de meia vida na água. Dentro os estudos o paraquat é o único que se assemelha ao nosso estudo, o que sugere a necessidade de mais pesquisas sobre o tema para entender melhor quais IAs tem mais persistência no solo e na água (MILHOME *et al.*, 2009).

De acordo com os critérios da EPA, pode-se observar que 8,65,67% das substâncias são classificadas como Potencial Contaminante (PC). Os IA que apresentaram maior potencial contaminante foram cadusafós, trifloxissulfurom, tiabendazol, triadimefom e alacloro. Enquanto 93,33% se enquadram na classificação de não contaminante. Corroborando com os valores obtidos por Gama *et al.* (2013) em diagnóstico realizado no Baixo Jaguaribe e Litoral de Aracati e por Andrade *et al.* (2011) em estudo da caracterização ambiental das atividades agrícolas realizado na região do Rio Paranaíba, São Gotardo e Ibiá, onde aproximadamente 63% dos agrotóxicos utilizados foram classificados em não contaminantes e 16% classificados como potencial de contaminação (ANDRADE *et al.*, 2011; GAMA *et al.*, 2013).

Segundo Primel *et al.* (2005), a análise do potencial de lixiviação dos compostos de acordo com os critérios (Sol. água, KOC, KH, DT50, T 1/2), apesar de abordar apenas algumas propriedades físico-químicas dos agrotóxicos sem levar em consideração as características do solo e clima, pode ser considerada como ferramenta para a avaliação inicial do potencial de poluição ambiental e tem sido utilizada com grande êxito (PRIMEL *et al.*, 2005).

Vale salientar que certas condições ambientais, como a exemplo pluviosidade anual > 250 mm, a existência de aquífero não confinado, solo poroso, entre outras características, exercem influência na capacidade de um agrotóxico percolar o solo ou contaminar águas superficiais ou subterrâneas (LOURENCETTI, 2005).

## **6.2 Risco potencial de contaminação das águas superficiais por agrotóxicos**

Para avaliação de risco de contaminação das águas superficiais por agrotóxico, utilizaram-se os critérios aplicados no método de avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais desenvolvido por Goss (1992). Os agrotóxicos foram divididos entre os que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão (GOSS, 1992).

Ao analisar a tabela 7, observa-se que os agrotóxicos, segundo a Goss, com maior potencial de contaminação associado ao sedimento foram diurom, paraquat, dicloreto de paraquat, trifluralina, azoxistrobina, hidróxido de cobre, fludioxonil, mancozebe, oxadiazona, tiabendazol e dissolvido na água foram flazassulfurom, hexazinona, metolaclo, picloram, simazina, sulfe-razona, tiazopir, trifloxissulfurom, trifloxissulfurom-sódico e ametrina.

Estudos que analisaram águas superficiais encontraram paraquat, diurom e trifluralina corroborando com nossos achados. Bacigalupo e Meroni (2007) coletaram amostras de águas superficiais no lago Fagnana (Buccinasco, Milão, Itália), de uma vala de irrigação, e de um poço na área agrícola localizada ao sul de Milão, nelas foram encontradas concentrações de diuron na água. Jin-Aa *et al.* (2014), também analisaram amostras de água superficiais coletadas de 30 instalações de purificação da Coreia, nessas foram encontradas diurom e paraquat. Kim e Feagley (2002) ao avaliar águas superficiais de escoamento da Louisiana encontraram trifluralina, metolaclo e metribuzina BACIGALUPO; MERONI 2007, JIN-AA *et al.* 2014; KIM; FEAGLEY 2002).

Elfikrie *et al.* (2020) ao avaliar a ocorrência de agrotóxicos em águas superficiais na Bacia do rio Tenggi na Malásia, observaram a presença de pimetozina, imidacloprida, triciclazol, clorantraniliprol, azoxistrobina, tebuconazol, propiconazol, trifloxistrobina e buprofezina, segundo os autores em concentrações maiores que em outros estudos (ELFIKRIE *et al.* 2020).

Acayaba *et al.* (2020) realizaram um estudo através um método multirresíduos para analisar 13 pesticidas e 1 produto de degradação em águas superficiais e subterrâneas em São Paulo, na região com a maior produção de cana-de-açúcar do mundo. Os efeitos potenciais de pesticidas individuais e suas misturas, para a vida aquática e consumo humano também foram avaliados. Para as águas superficiais, 2-hidroxi, atrazina, diuron, carbendazim, tebutiuron e hexazinona foram os mais frequentemente detectados (100, 94, 93, 92 e 91%, respectivamente). Imidaclopride (2579 ng L<sup>-1</sup>), carbendazim (1114 ng L<sup>-1</sup>), ametrina (1101 ng L<sup>-1</sup>) e tebutiuron (1080 ng L<sup>-1</sup>) foram encontrados nas concentrações mais altas (ACAYABA *et al.*, 2020). Outro estudo que analisou agrotóxicos em águas superficiais e que merece destaque é o de Santos e Masini (2006) que utilizou amostras de água coletadas no Billings e Reservatórios de Guarapiranga localizados na Região Metropolitana da cidade de São Paulo (Brasil), foram coletadas amostras também na Praia dos Namorados (PN) e Salto Grande (SG) reservatórios de Rio Atibaia, próximo ao município de Americana em São Paulo, em uma área agrícola dominada pelo cultivo da cana-de-açúcar, nesse estudo foi encontrada a presença do IA picloram, eles destacam que no Brasil, o picloram é utilizado associado ao 2,4-D em formulações comerciais na proporção de 1:17 (MASINI, 2006).

Esses achados em estudos analíticos que corroboram com os nossos reforçam a real presença dessas substâncias em águas superficiais, pois foram encontrados em amostras de água.

Destaca-se, no presente estudo, que há uma inversão na quantidade de substâncias com alto e baixo potencial de transporte associadas ao sedimento e dissolvidas na água. Para tanto, analisando apenas as substâncias com alto potencial de transporte em ambas as formas, observa-se um número superior quando o transporte é dissolvido na água, corroborando com os resultados encontrados por Milhome *et al.* (2009), Britto *et al.* (2012), Vale *et al.* (2015) e Silva *et al.* (2019). Nesse segmento, analisando o presente estudo, substâncias pertencentes aos grupos químicos organofosforado (cadusafós) e ácido piridinocarboxílico (tiazopir), por exemplo, podem facilmente atingir corpos hídricos superficiais, tendo transporte favorecido pela água da chuva bem como pela irrigação excessiva (BRITTO *et al.* 2012; MILHOME *et al.* 2009; SILVA *et al.* 2019; VALE *et al.* 2015).

Os grupos químicos supramencionados pertencem a classe I, extremamente tóxica ao meio ambiente (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2020) e, uma vez que estes estejam presentes na água, também são absorvidos por organismos aquáticos como os



peixes acumulando-se nos tecidos adiposos (bioacumulação), resultando no aumento da concentração ao longo do tempo (MUNARETTO, 2012) ocasionando sérios problemas aos seres humanos se considerarmos que os peixes são utilizados na alimentação. Além disso, Silva *et al.* (2009) reportam que, a toxicidade, tempo de exposição, quantidade e persistência de tais substâncias na superfície das águas, perturbaram as cadeias alimentares aquáticas ao poluir a águas superficiais, incluindo rios, lagos e mar (SILVA *et al.* 2009).

Por outro lado, quando confrontamos as substâncias com alto potencial de transporte dissolvidas em água e associadas ao sedimento, é possível identificar somente a triadimenol e lambda-cialotrina, na qual, segundo a classificação de GOSS, terão uma maior possibilidade de contaminar águas superficiais da região de estudo. Ressalta-se que de acordo com a ANVISA (2020) as substâncias compreendem as classes II (triadimenol) e III (lambda-cialotrina) sendo altamente e medianamente tóxicas ao meio ambiente, respectivamente (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2020). Desse modo, fica evidenciado a extrema importância de realização deste estudo baseando-se nos métodos de classificação das substâncias com potenciais ricos de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, demonstrando para os órgãos competentes e produtores como tais substâncias se comportam no meio ambiente.

Mesmo que as substâncias de PC determinadas no presente estudo se apresentaram em número mínimo comparado a quantidade encontrada, elas podem ocasionar sérios problemas, pois independentemente do modo de aplicação, os agrotóxicos sempre entram em contato com a superfície do solo e dos recursos hídricos, e por consequência a contaminação das águas subterrâneas é questão de tempo, ao considerarmos principalmente as suas propriedades físico-químicas. Além disso, o uso constate eleva os níveis de tais substâncias que por sua vez possuem alta mobilidade no solo sofrendo ação de agentes transportadores, especialmente a água advinda da superfície (ANDERSON *et al.*, 2018; KHAN *et al.*, 2020; MENSAH; PALMER; MULLER, 2014).

No presente estudo, mais da metade das substâncias avaliadas apresentaram um médio potencial de contaminação recursos hídricos superficiais tanto associados ao sedimento quanto dissolvidas na água (Tabela 7). As substâncias se caracterizam como médio potencial de contaminação quando não se encaixam em nenhum dos parâmetros utilizados (T1/2 no solo-DT50, Koc e Solub. água) na classificação de ambas as formas de transporte. Nesse sentido, resultados similares ao do presente estudo foram encontradas por Silva *et al.* (2019) na região

do entorno do Lago de Sobradinho em áreas de cultivo de cebola, na qual segundo o método de GOSS, 51,4% e 40% das substâncias consistiram em médio potencial de transporte dissolvidas na água e associadas ao sedimento, respectivamente (SILVA *et al.* 2019). Da mesma forma, Soares *et al.* (2012) apresentaram resultados com uma frequência de 40,61% de substâncias associadas ao sedimento e 30,10% dissolvidas na água, sendo estes superiores aos resultados de alto e baixo potencial de transporte, identificado durante os anos de 2007 e 2010 na bacia hidrográfica do Rio Doce, Manhuaçu – MG, importante região produtora de café (SOARES *et al.* 2012).

Segundo Moraes *et al.* (2017), o herbicida glifosato e o inseticida carbofurano são enquadrados como alto potencial adsorvido ao sedimento. Os herbicidas clomazona, fenoxaprop-p-etílico, glifosato, imazetapir, imazapique, metsulfurom-metílico, os inseticidas fipronil, imidacloprido, tiametoxam e o fungicida propiconazol apresentam alto potencial de transporte em relação à análise de transporte de agrotóxicos dissolvidos em água. Esses resultados são confirmados em diversos trabalhos de monitoramento de águas de superfície, em que foram detectados pelo menos um agrotóxico em cada amostra, destacando-se o fipronil, seguido de imazetapir, clomazona, tebuconazol, imazapique, quincloraque, penoxsulam e 3-hidróxi-carbofurano em amostras de água coletadas em mananciais próximos a lavouras arrozeiras no RS (MORAES *et al.* 2017; SILVA *et al.*, 2009).

## 7 CONCLUSÃO

Na busca de produzir em larga escala, o processo produtivo agrícola adotado no Brasil, com intensa aplicação de agrotóxicos, leva o país a um desenvolvimento insustentável, uma vez que degrada o ambiente ao poluir os recursos hídricos, o solo e o ar.

A contaminação das águas por agrotóxicos é particularmente relevante nesse contexto, pois podem levar à exposição humana pela ingestão, pelo seu uso em atividades recreativas, ou mesmo a contaminação de alimentos, como peixes e outras espécies aquáticas ou mesmo pela irrigação de cultivos com a água contaminada.

Destaca-se particularmente a contaminação das águas com IA como cadusafós, trifloxissulfurom, tiabendazol, triadimefom e alocloro que possuem elevada capacidade de contaminação de águas subterrâneas. As substâncias com maior potencial de arraste associado ao sedimento foram diurom, paraquat, dicloreto de paraquat, trifluralina, azoxistrobina, hidróxido de cobre, já as substâncias de mais alto potencial de transporte dissolvido na água foram flazassulfurom, hexazinona, metolacloro, picloram, simazina, sulfentrazone, entre outras, que oferecem elevado risco de contaminação de águas superficiais, indicando a necessidade de seu monitoramento, particularmente em áreas produtoras de cana-de-açúcar.

Considerando os diversos problemas de saúde que podem ocorrer devido à exposição aos agrotóxicos, é fundamental promover uma maior fiscalização no uso desses compostos, o monitoramento da presença de resíduos de agrotóxicos em água, bem como a vigilância de populações expostas a agrotóxicos, particularmente em contextos de uso de grandes volumes de agrotóxicos como o Brasil.

Alguns agrotóxicos podem se acumular no organismo e causar diversos danos à saúde, agudos e crônicos. Assim, a problemática do uso intensivo de agrotóxico deve ser debatida entre todas as esferas governamentais e sociedade, para que medidas urgentes sejam tomadas e danos sejam evitados.

## REFERÊNCIAS

- ACAYABA, R. D. A. *et al.* Occurrence of pesticides in waters from the largest sugar cane plantation region in the world. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 28, n. 8, p. 9824-9835, Feb. 2020.
- AFONSO, A. P. S. *et al.* Flutuação populacional e danos de *Grapholita molesta* (Busck, 1916) (Lepidoptera: Tortricidae) em sistemas de produção convencional e integrada da cultura do pessegueiro na localidade de Pelotas/RS. **Current Agricultural Science and Technology**, Pelotas, v. 8, n. 3, p. 225-229, set./dez. 2002.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). **Monografias de agrotóxicos com uso autorizado**: Brasília, DF: Anvisa, 2020. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). **Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos**: relatório 2001–2007. Brasília, DF: Anvisa, 2002.
- ALBUQUERQUE, P. C. C. *et al.* Sistemas de informação em saúde e as intoxicações por agrotóxicos em Pernambuco. **Revista brasileira de epidemiologia**. São Paulo, v. 18, n. 3, p. 666-678, Sept. 2015.
- ALCANTARA, S. R. C. **Utilização de quitosana como biocida na agricultura em substituição aos agrotóxicos**. 2011. 93 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2011.
- ALMEIDA, V. S; CARNEIRO, F. F; VILELA, N. J. Agrotóxicos em Hortaliças: Segurança Alimentar e Nutricional riscos socioambientais e políticas públicas para a promoção da saúde. **Tempus Actas de Saúde Coletiva**, Distrito Federal, v.4, p.84-99, 2009.
- ANDERSON, J. *et al.* Transport, fate, and toxicity of selected public health insecticides in waterways. **Toxicological & Environmental Chemistry**, New York, v. 100, n. 1, p.32-46, 2018.
- ANDRADE, A. S. *et al.* Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba-MG. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 7, p. 1129-1135, 2011.
- ANJUM, R. *et al.* Molecular characterization of conjugative plasmids in pesticide tolerant and multi-resistant bacterial isolates from contaminated alluvial soil. **Chemosphere**. Oxford, v. 84, n. 1, p. 175-181, 2011.
- ARBUCKLE T. E., *et al.* 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid residues in semen of Ontario farmers. **Reproductive toxicology**. New York, v. 13, n. 6, p. 421-9, 1999.

ARIAS, A. R. L. *et al.* Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n.1, p. 61-72, 2006.

ARIAS E. M. *et al.* The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. [s.l.], v. 123, p. 247-260, 2008.

ARMAS, E. D. *et al.* Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 6, p. 975-982, Dec. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. **Nota contra pulverização aérea de inseticidas para controle de vetores**. Rio de Janeiro: Abrasco, 2016. Disponível em: <https://www.abrasco.org.br/site/outras-noticias/institucional/nota-contrapulverizacao-aerea-de-inseticidas-para-controle-de-vetores-de-doencas/17430/>.

BACIGALUPO, M. A.; MERONI, G. Quantitative determination of diuron in ground and surface water by time-resolved fluoroimmunoassay: seasonal variations of diuron, carbofuran, and paraquat in an agricultural area. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 55, n. 10, p. 3823-3828, 2007.

BEDOR, C. N. G. **Estudo do potencial carcinogênico dos agrotóxicos empregados na fruticultura e sua implicação para a vigilância da saúde**. 2008. 115 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Centro de Pesquisa Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2008.

BEDOR, C. N. G. *et al.* Avaliação e reflexos da comercialização e utilização de agrotóxicos na região do Submédio do Vale do São Francisco. **Revista Baiana de Saúde Pública**, Salvador, v. 31, n. 1, p. 68-76, 2007.

BOCHNER R. Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas CEATOX e as intoxicações humanas por agrotóxicos no Brasil. **Ciências & Saúde Coletiva**. v.12, n. 1, p. 73-89, 2007.

BOLOGNESI, C. Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. **Mutation Research**, Amsterdã, v.543, p.251-272, 2003.

BORSON, L.A.M.G. *et al.* A exposição de substâncias na gestação e lactação. **Revista Saúde em Foco**, Campo grande, nº 11, 2019.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Informações Técnicas sobre agrotóxicos**. Brasília, DF: Mapa, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a

classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 12, seção I, p. 12-28, 4 de janeiro de 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 104, de 26 de janeiro de 2011. Define as terminologias adotadas em legislação nacional, conforme o disposto no Regulamento Sanitário Internacional 2005 (RSI 2005), a relação de doenças, agravos e eventos em saúde pública de notificação compulsória em todo o território nacional e estabelece fluxo, critérios, responsabilidades e atribuições aos profissionais e serviços de saúde. **Diário Oficial da União**, n. 18, seção I, p. 37-38, 25 de janeiro de 2011.

BRASIL. Projeto de Lei n. 3.200 de 06 de Outubro de 2015. Dispõe sobre a Política Nacional de Defensivos Fitossanitários e de Produtos de Controle Ambiental, seus Componentes e Afins, bem como sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de defensivos fitossanitários e de produtos de controle ambiental, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Seção 1. Disponível: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=1996620>.

BRITO, N. M *et al.* Risco de contaminação de águas por pesticidas aplicados em plantações de eucaliptos e coqueiros: análise preliminar. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 93-104, 2001.

BRITTO, F B *et al.* Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 43, n. 2, p. 390-398, 2012.

BRITTO, F. B *et al.* Avaliação do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos no Perímetro Irrigado Betume no Baixo Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, Fortaleza, v. 9, n. 3, p. 158-170, 2015.

CABRAL, E. R. M. **Exposição aos agrotóxicos: Implicações na saúde de trabalhadores agrícolas de uma região de Campinas-SP**. 2012. 170 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

CABRERA, L.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. Estimativa de risco de contaminação das águas por agrotóxicos na região sul do estado do RS. **Química Nova**, [s.l], v. 31, n. 8, p. 1982-1986, 2008.

CAIRES, S. M.; CASTRO, J. G. D. Levantamento dos agrotóxicos usados por produtores rurais do município de Alta Floresta Mato Grosso. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Mato Grosso, v. 2, n. 1, 2002.

CAJAIBA, R. L. Diagnóstico dos impactos ambientais causados por ações antrópicas em cavernas no município de Uruará-PA. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Uruará, v. 7, n. 3, p. 490-507, 2014.

CARNEIRO F. F. *et al.* Dossiê Abrasco – Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. **Expressão Popular**, Rio de Janeiro, 2015.

CASTRO, M. G. G. M.; FERREIRA, A. P.; MATTOS, I. E. Uso de agrotóxicos em assentamentos de reforma agrária no Município de Russas (Ceará, Brasil): um estudo de caso. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 245-254, 2011.

CHIARELLO, M. *et al.* Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. **Química Nova**, Caxias do Sul, v. 40, n. 2, p. 158-165, 2017.

CONTE, F. A. *et al.* Uso de agrotóxicos e perfil dos agricultores da Região Noroeste do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Terceiro Incluído**, Goiás, v. 7, n. 1, p. 95-102, 2017.

DEFARGE, N. *et al.* Co-formulants in glyphosate-based herbicides disrupt aromatase activity in human cells below toxic level. **Research and Public Health**, Paris, v.13, n. 3, p. 264, 2016.

DOMINGUES, E. **Sistema de informação geográfica e a contaminação de agrotóxicos no meio ambiente da cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do Rio Pardo – SP/MG**. 2010. 148p. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2010.

EICHELBERGER, J. W.; LICHTENBERG, J. J. Persistence of Pesticides in River Water. **Environmental Science and Technology**, [s.l], v. 5, n. 6, p. 541–544, 1971.

ELFIKRIE, N. *et al.* Occurrence of pesticides in surface water, pesticides removal efficiency in drinking water treatment plant and potential health risk to consumers in Tenggi River Basin, Malaysia. **Science of The Total Environment**. Amsterdam, v. 712, p. 136-540, 2020.

EMBRAPA. **Árvore do conhecimento território Mata Sul Pernambucana**. Brasília, 2011. Disponível em:

[https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio\\_mata\\_sul\\_pernambucana/arvore/CO NT000fbz2ztdp02wx5eo0sawqe34z03vtb.html](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CO NT000fbz2ztdp02wx5eo0sawqe34z03vtb.html)

ESTEVES, C. S *et al.* Riscos ambientais do uso de agrotóxicos na produção de hortaliças no município de Itabaiana, Sergipe. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, Rio Largo, v. 1, n. 1, 2018.

FADINI, M. A. M.; LOUSADA, J. C. N. Impactos ambientais da agricultura convencional. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 213, p. 24-29, 2001.

FARIA, L. J. D. S. **Avaliação de diferentes sorventes na extração em fase sólida de pesticidas em água: desenvolvimento e validação de metodologia**. 2004. 61p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica), Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2004.

FARIA, N. M. X.; FASSA, A. G.; FACCHINI, L. A. Intoxicação por agrotóxicos no Brasil: os sistemas oficiais de informação e desafios para realização de estudos epidemiológicos. **Ciência & saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 25-38, mar. 2007

FARLIN, J. *et al.* Breakthrough dynamics of s-metolachlor metabolites in drinking water wells: Transport pathways and time to trend reversal. **Journal of contaminant hydrology**, Amsterdã, v. 213, p. 62-72, 2018.

FERRACINI, V. L *et al.* Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 1-16, 2001.

FIRMINO, L. E. *et al.* Movimento do herbicida imazapyr no perfil de solos tropicais. **Planta Daninha**, Campinas, v. 26, n. 1, p. 223-230, 2008.

FRANK, A. L. *et al.* Issues of agricultural safety and health. **Annual Review of Public Health**. Palo Alto, v. 25, p. 25-45, 2004.

FRIEDRICH K. Avaliação dos efeitos tóxicos sobre o sistema reprodutivo, hormonal e câncer para seres humanos após o uso do herbicida 2,4-D. **Fundação Oswaldo Cruz**. Rio de Janeiro, jul, 2014.

FRIEDRICH, K. Desafios para a avaliação toxicológica de agrotóxicos no Brasil: desregulação endócrina e imunotoxicidade. **Visa em Debate**. v. 1, n. 2, p. 2-15, 2013.

GARABANT, D.H. & PHILBERT, M. A. Review of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) epidemiology and toxicology. **Critical reviews in toxicology**. Florida, v. 32, n. 4, p. 233-57, 2002.

GARAJ V. V., ZELJEZIC D. Assessment of Genome Damage in a Population of Croatian Workers Employed in Pesticide Production by Chromosomal Aberration Analysis , Micronucleus Assay and Comet Assay. **Journal of applied toxicology**, Filadélfia. p. 255:249, 2002.

GHISI, N. C.; OLIVEIRA, E. C.; PRIOLI, A. J. Does exposure to glyphosate lead to an increase in the micronuclei frequency? A systematic and meta-analytic review. **Chemosphere**. Oxford, n. 145, p. 42-54, 2016.

GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**. Cambridge, v. 6, n. 3, p. 701-708, 1992.

GOULART, A. C. *et al.* Avaliação da contaminação ambiental por carbofurano em solo proveniente do cultivo de cana-de-açúcar. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 2, p. 187-193, 2018.

GUERRERO, J. V. R. *et al.* Potencial de contaminação de aquíferos na bacia do córrego do Gouveia, São Paulo. **Acta Brasiliensis**, [s.l], v. 1, n. 3, p. 1-7, 2017.



GUNNELL, D. *et al.* The global distribution of fatal pesticide self-poisoning: systematic review. **BMC Public Health**, [s.l.], v. 7, p. 357-398, 2007.

GURGEL, A. M. *et al.* Agrotóxicos e Saúde. Série Fiocruz; Documentos Institucionais; **Coleção saúde, ambiente e sustentabilidade**, Rio de Janeiro, v. 2, p.168, 2018.

GURGEL, A. M.; TEIXEIRA, A. C. A.; CARNEIRO, F. F. **Nota Técnica Fiocruz Ceará**. Fiocruz, Fortaleza, p. 32, 2015. Disponível em: <https://portal.fiocruz.br/documento/nota-tecnica-da-fiocruz-ceara-sobre-o-projeto-de-lei-sobre-agrotoxicos>. Acesso em outubro de 2020.

GURGEL, A.M. *et al.* Reflexos da perda do controle estatal sobre os agrotóxicos no Brasil e sua regulação pelo mercado. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação e Inovação em Saúde**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, 2017.

IBAMA. Agrotóxicos e Afins – Histórico das Vendas. Brasília, 2012. Disponível em: [https://www.icict.fiocruz.br/sites/www.icict.fiocruz.br/files/IBAMA\\_boletim%20de%20comercializacao\\_2000\\_2012.pdf](https://www.icict.fiocruz.br/sites/www.icict.fiocruz.br/files/IBAMA_boletim%20de%20comercializacao_2000_2012.pdf)

IBAMA. Boletim anual de produção, importação, exportação e vendas de agrotóxicos no Brasil - 2014. Brasília, DF: IBAMA, MMA, 2016. Acesso em outubro de 2020.

IBGE. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/default\\_zip.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm). Acesso em: 27 jan. 2019.

IBGE. **Estudos e Pesquisas. Informação Geográfica número 7. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro; 2010.

INSTITUTE OF MEDICINE. Effects on future generations. In: Institute of Medicine (IOM). Committee to Review the Health Effects in Vietnam Veterans of Exposure to Herbicides (Ninth Biennial Update); Board on the Health of Select Populations, editor. *Veterans and Agent Orange: Update 2012*. Washington, D.C.: **The National Academies Press**; [cited 2017 Apr 16]. p. 726–72, 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER (Brasil). **Posicionamento do Instituto Nacional De Câncer José Alencar Gomes Da Silva acerca dos agrotóxicos**. Brasília, 2015. Disponível em: [http://www1.inca.gov.br/inca/Arquivos/comunicacao/posicionamento\\_do\\_inca\\_sobre\\_os\\_agrotoxicos\\_06\\_abr\\_15.pdf](http://www1.inca.gov.br/inca/Arquivos/comunicacao/posicionamento_do_inca_sobre_os_agrotoxicos_06_abr_15.pdf). Acesso em jan. 2019.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Some Organophosphate insecticides and herbicides. **Glyphosate**, Lyon, v. 112, 2017.

ISMAEL, L. L.; ROCHA, E. M. R. Estimativa de contaminação de águas subterrâneas e superficiais por agrotóxicos em área sucroalcooleira, Santa Rita/PB, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 24, p. 4665-4676, 2019.

JIN-Aa O. *et al.* Ultra-trace level determination of diquat and paraquat residues in surface and drinking water using ion-pair liquid chromatography with tandem mass spectrometry: A comparison of direct injection and solid-phase extraction methods. **Journal of separation science**. Weinheim, v. 37, n. 20, p. 2900-2910, 2014.

JORGE M.H.P.M, LAURENTI R., GOTLIEB S.L.D. Avaliação dos sistemas de informação em saúde no Brasil. **Caderno de Saúde Coletiva**. Rio de Janeiro v.18, n.1, p. 7-18. 2010.

KHAN, M. I *et al.* Use, contamination and exposure of pesticides in pakistan: a review. **Pakistan Journal of Agricultural Sciences**, Faisalabad, v. 57, n. 1, 2020.

KIM, J.H.; FEAGLEY, S. E. Runoff of trifluralin, metolachlor, and metribuzin from a clay loam soil of Louisiana. **Journal of Environmental Science and Health**, Louisiana, v. 37, n. 5, p. 405-415, 2002.

KOIFMAN S. H. A. Exposição aos agrotóxicos e câncer ambiental. IN: Frederico Peres; Josino Costa Moreira. (Org.). **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, p. 75-99, 2003.

KOUTROS S. *et al.* Risk of total and aggressive prostate cancer and pesticide use in the Agricultural Health Study. **American journal of epidemiology**. Baltimore, v.177, n. 1, p. 59–74, 2013.

KRAEMER, A.F *et al.* Lixiviação do imazethapyr em solo de várzea sob dois sistemas de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 6, p. 1660-1666, 2009.

LAKHAN, S. E., *et al.* Matrix metalloproteinases and blood-brain barrier disruption in acute ischemic stroke. **Frontiers in neurology**. Lausanne, v. 4, p. 1–15, 2013.

LONDRES, F. **A política agrícola brasileira e o incentivo aos agrotóxicos**. Entrevista especial com Flávia Londres. São Leopoldo: 2011.

MALASPINA, F. G.; ZINILISE, M. L.; BUENO, P. C. Perfil epidemiológico das intoxicações por agrotóxicos no Brasil, no período de 1995 a 2010. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 425-34, 2011.

MARQUES, M. N *et al.* Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.

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**, Santa Maria, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, 2012.

MENSAH, P. K.; PALMER, C. G.; MULLER, W. J. Lethal and sublethal effects of pesticides on aquatic organisms: the case of a freshwater shrimp exposure to Roundup®. Pesticides: Toxic Aspects, **InTech Publications**, Rijeka, p. 163-185, 2014.

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.

MILHOME, M. A. L. **Influência do uso de agrotóxicos na qualidade dos recursos hídricos da região do Perímetro Irrigado Jaguaribe-Apodi/CE.** 2011. 148p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

MILIGI, L. *et al.* Cancer and pesticides: an overview and some results of the Italian multicenter case-control study on hematolymphopoietic malignancies. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1076, n. 1, p. 366-377, 2006.

MORAES, D. A. C *et al.* Variabilidade espacial do risco de contaminação de águas subterrâneas por tebutiuron em área de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 12, p. 1992-1999, 2017.

MOREIRA J. C, *et al.* Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região de Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, Mato Grosso, v. 17, n. 6, p. 1557-1568, 2012.

MUNARETTO, J. S. **Determinação de disruptores endócrinos em filé de peixe utilizando QuEChERS modificado e GC- (TQ) MS/MS.** 2012. 145p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

MURRAY, B.; WAHLSTRÖM, B.; PRONCZUK, J. Childhood Pesticide Poisoning: information for advocacy and action. Food and Agriculture Organization (FAO), United Nations Environment Programme (Unep), **World Health Organization (WHO)**; 2004.

NETO, M. L.; SARCINELLI, P. N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 69-78, 2009.

OLIVEIRA, R. S. *et al.* Mecanismos de ação de herbicidas - Biologia e manejo de plantas daninhas. **Omnipax**, Curitiba. p. 141-192, 2011.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA. **O Estado da Segurança Alimentar e Nutricional no Brasil: um retrato multidimensional – Relatório 2014.** Brasília, 2014. Disponível em: [https://www.fao.org.br/download/SOFI\\_p.pdf](https://www.fao.org.br/download/SOFI_p.pdf). Acesso em jan. 2019.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO. **World Day for Safety and Health at Work: A Background Paper.** In: Focus Programme on SafeWork. Geneva: International Labour Office, the World Health Organization; 2005.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Exposure to highly hazardous pesticides: a major public health concern.** Geneva: World Health Organization, 2010.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE. **Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. Brasília: Organização Pan-Americana de Saúde, 2000.

PALMA, D. C. A.; LOURENCETTI, C. Agrotóxicos em água e alimentos: risco a saúde humana. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, Araraquara, v. 14, n. 2, p. 7-21, 2011.

PERES F. *et al.* Desafios ao estudo da contaminação humana e ambiental por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, n.10, p. 27-37. 2005.

PERES F.; MOREIRA J. C.; DUBOIS G.S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. In: **É veneno ou é remédio?** Agrotóxicos, saúde e ambiente. Fiocruz, Rio de Janeiro, p. 21-41, 2003.

PERNAMBUCO. Secretaria Estadual de Saúde. **Plano de ações para Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. 1. ed. Recife: Secretaria Estadual de Saúde, 2014.

PIMENTEL D. Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States. **Environment, Development and Sustainability**, [s.l.], v. 7, p. 229-252, 2005.

PORTAL, T.P. *et al.* An integrated assessment of water quality in a land reform settlement in northern Rio de Janeiro state, Brazil. **Heliyon**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 3, 2019.

PORTO, M. F.; SOARES, W. L. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: um panorama da realidade agrícola brasileira e propostas para uma agenda de pesquisa inovadora. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 37, n. 125, p. 17-50, 2012.

PPDB, 2018. **Pretilachlo. PesticidePropertiesDataBase**. Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>. Acesso em janeiro de 2020.

PRIMEL, E. G *et al.* Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.

QUEIROZ, P. R. *et al.* Sistema de Informação de Agravos de Notificação e as intoxicações humanas por agrotóxicos no Brasil. **Revista brasileira de epidemiologia**, São Paulo, v. 22, 2019.

RANGEL, C. F.; ROSA, A. C. S.; SARCINELLI, P. N. Uso de agrotóxicos e suas implicações na exposição ocupacional e contaminação ambiental. **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.19, n. 4, p. 435-42-435. 2011.

REBELO, F. M. *et al.* Intoxicação por agrotóxicos no Distrito Federal, Brasil, de 2004 a 2007 - análise da notificação ao Centro de Informação e Assistência Toxicológica. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 8, p. 3493-3502, ago. 2011.

RIBAS P. P.; MATSUMURA, A. T. S. A química dos pesticidas: impacto sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato**, v. 10, n. 14, p. 149-158, 2009.

RIGOTTO, R. M.; VASCONCELOS, D. P.; ROCHA, M. M. Uso de agrotóxicos no Brasil e problemas para a saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 7, p. 1-3, jul, 2014.

ROBERTS, J. R.; KARR, C. J.; Council on environmental health. Pesticide exposure in children. **Pediatrics**, v.130, n 6, p. e1765-e1788, 2012.

ROMITELLI, L. H.; PATERNIANI, J. E. S. Diagnóstico Ambiental de um trecho do Córrego Bonifácio, APA Jundiá - SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n.1, p.1-2007.

ROSA, A. C. S. **Avaliação dos níveis basais de metabólitos de agrotóxicos piretroides na população adulta da cidade do Rio de Janeiro: contribuição para a vigilância em saúde no país**. 2017, 169p. Tese (Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2017.

ROSS, J. H.; *et al.* Could pesticide toxicology studies be more relevant to occupational risk assessment? **Annals of Occupational Hygiene**, New York, v.45, n.1001, p.S5-S17, 2001.

SAILLENFAIT, A.M.; NDIAYE, D.; SABATÉ, J.-P. Pyrethroids: Exposure and health effects – An update. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, Jena, v. 218, n. 3, p. 281–292, maio 2015.

SANTOS, J. V. **A fragilidade da Anvisa e o uso indiscriminado de agrotóxicos no Brasil**. Entrevista especial com Victor Manoel Pelaez Alvarez. São Leopoldo, 2015.

SCHOLTZ, M. T.; BIDLÉMAN, T. F. Modelling of the long term fate of pesticide residues in agricultural soils and their surface exchange with the atmosphere: Part I. Model description and evaluation. **Science of the total environment**, Amsterdã, v. 368, n. 2-3, p. 823-838, 2006.

SCHREINEMACHERS D.M. Perturbation of lipids and glucose metabolism associated with previous 2,4-D exposure : a cross-sectional study of NHANES III data, 1988-1994. **Environmental health**, Londres, v. 9, n. 11, p.1–14, 2010.

SCORZA J. R. P.; RIGITANO, R. L. O. Sorção, degradação e lixiviação do inseticida tiametoxam em dois solos de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Mato Grosso do Sul, v. 16, p. 564-572, 2012.

SILVA, D. R. O da *et al.* Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2383-2389, 2009.

SILVA, P. T. S *et al.* Risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos em cultivos de cebola no entorno do Lago de Sobradinho, estado da Bahia. **Embrapa Semiárido**, Petrolina, v.1, p. 1-26, 2019.

SOARES W., MORO S., ALMEIDA R.M. Rural workers' health and productivity: an economic assessment of pesticide use in Minas Gerais, Brazil. **Appl Health Econ Health Policy**, [s.l], v. 1, n. 3, p. 157-64, 2003.

SOARES, A. F. S *et al.* Estimativa de risco de contaminação de mananciais por agrotóxicos utilizados em culturas de café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 4, p. 425-432, 2012.

SOARES, D. F.; FARIA, A. M.; ROSA, A. H. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Mato Grosso, v. 22, n. 2, p. 277-84, 2017.

SOUZA, A. *et al.* Avaliação do impacto da exposição a agrotóxicos sobre a saúde de população rural. Vale do Taquari (RS, Brasil). **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio Grande do Sul, v. 16, n. 8, p. 3519-3528, 2011.

STEFFEN, G.P.K.; STEFFEN, R. B. Contaminação do Solo e da Água pelo uso de Agrotóxicos. **Tecno-lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, p. 15-21, 2011.

SWAN, S. H. *et al.* Semen quality in relation to biomarkers of pesticide exposure. **Environmental health perspectives**, Columbia, v. 111, n. 12, p. 1478-1484, 2003.

TAGERT, M. L. M.; MASSEY, J. H.; SHAW, D.R. Water quality survey of Mississippi's upper pearl river. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 481, p. 564-573, 2014.

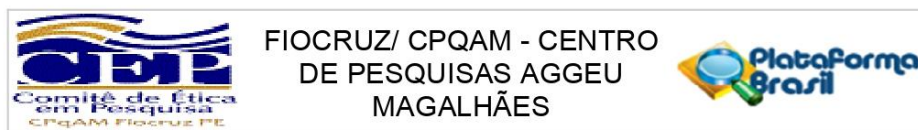
VALE, R. L *et al.* Diagnóstico do potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos aplicados na agricultura do entorno do reservatório São Gonçalo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 10, n. 2, p. 150-156, 2015.

VEIGA, M.M; *et al.* Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n 11, p. 2391-2399, 2007.

VIEIRA, M. G. *et al.* Avaliação da Contaminação por Agrotóxicos em Mananciais de Municípios da Região Sudoeste do Paraná. **Revista Virtual Química**, [online], v. 9, n. 5, 2017.

YI, S. *et al.* Agent Orange exposure and prevalence of self-reported diseases in Korean Vietnam veterans. **Journal of preventive medicine and public health**, Seul, v. 46, n. 5, p. 213-25, 2013.

## ANEXO A – PARECER DO CEP



### PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP

#### DADOS DO PROJETO DE PESQUISA

**Título da Pesquisa:** Vulnerabilidades socioambientais relacionadas à exposição ocupacional e ambiental aos agrotóxicos e a Vigilância em Saúde de populações expostas

**Pesquisador:** ALINE DO MONTE GURGEL

**Área Temática:**

**Versão:** 2

**CAAE:** 73834317.2.0000.5190

**Instituição Proponente:** FUNDACAO OSWALDO CRUZ

**Patrocinador Principal:** SECRETARIA DE SAUDE

#### DADOS DO PARECER

**Número do Parecer:** 2.617.522

#### Apresentação do Projeto:

É um projeto que utilizará a abordagem quantitativa e qualitativa com vistas a uma análise multidimensional da saúde, do ambiente, do trabalho e determinação da presença de resíduos de agrotóxicos no ambiente (fontes de água) e em matrizes biológicas, constituindo uma triangulação de métodos e técnicas para a construção e análise dos dados. No eixo quantitativo será realizada análise documental (pesquisas bibliográficas e a revisão de literatura), epidemiológica descritiva e toxicológica, considerando a identificação dos agrotóxicos presentes nas matrizes ambientais e em amostras biológicas, considerando a exposição a múltiplos ingredientes ativos de agrotóxicos e os contextos de vulnerabilidades socioambientais. No eixo qualitativo serão realizadas visitas exploratórias ao território, avaliação documental, observação do processo de trabalho, aplicação de questionários e realização de rodas de conversa e oficinas com profissionais da Estratégia de Saúde da Família

#### Objetivo da Pesquisa:

Objetivo geral

Analisar as vulnerabilidades socioambientais relacionadas à exposição ocupacional e ambiental aos

**Endereço:** Av. Prof. Moraes Rego, s/nº  
**Bairro:** Cidade Universitária **CEP:** 50.670-420  
**UF:** PE **Município:** RECIFE  
**Telefone:** (81)2101-2639 **Fax:** (81)2101-2639 **E-mail:** comiteetica@cpqam.fiocruz.br