

RISCO AMBIENTAL DOS HERBICIDAS UTILIZADOS NA CULTURA DA SOJA EM MATO GROSSO

 <https://doi.org/10.56238/arev7n3-116>

Data de submissão: 13/02/2025

Data de publicação: 13/03/2025

Beatriz Aparecida Blanco Gonsales

Mestranda em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: biablancao@hotmail.com

Miriam Hiroko Inoue

Doutora em Agronomia (Produção Vegetal)
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: miriam@unemat.br

Cleber Daniel de Goes Maciel

Doutor em Agronomia (Agricultura)
Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)
E-mail: cmaciel@unicentro.br

Ana Carolina Dias Guimares

Doutora em Fitotecnia
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: acrdias@unemat.br

Kassio Ferreira Mesndes

Doutor em Ciências Energia Nuclear na Agricultura
Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP
E-mail: kassio_mendes_06@hotmail.com

Malislene Lucas de Araujo

Mestranda em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT
E-mail: malislene.araujo@unemat.br

Gabriel Casagrande Castro

Universidade do Estado de Mato Grosso –
Campus Universitário Professor Eugênio Carlos Stiler Tangará da Serra, Mato Grosso
E-mail: casagrandecdc@gmail.com

RESUMO

O uso intensivo de pesticidas na agricultura, especialmente em Mato Grosso, levanta preocupações sobre a contaminação ambiental. Para minimizar esses impactos, é essencial avaliar como os ingredientes ativos (i.a.) interagem com o ambiente. O Índice de Risco Ambiental (IRA) se destaca como uma ferramenta útil para quantificar esses efeitos. Diante disso, este estudo teve como objetivo calcular o IRA dos herbicidas mais utilizados no estado no manejo de plantas daninhas na cultura da

soja. A análise foi conduzida com base nos ingredientes ativos (i.a.), utilizando dados do Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso. As propriedades físico-químicas dos herbicidas, essenciais para os cálculos do IRA, foram obtidas em três bancos de dados: (PPDB, PPD e IBAMA). Os parâmetros considerados na elaboração do IRA incluíram persistência no solo, lixiviação, volatilidade, dose e perfil toxicológico dos herbicidas. O estudo apontou 30 herbicidas mais utilizados na cultura da soja, sendo o clethodin o primeiro do ranking, com massa total de 4.451.629kg de ingrediente ativo (i.a) comercializado no período analisado. A análise mostrou que 20% dos herbicidas apresentam alto risco ambiental, com destaque para a trifluralina e acetochlor, devido à sua alta persistência e toxicidade para organismos aquáticos. Já 80% possuem menor impacto, como clethodim e fluazifop-p-buthyl. Os herbicidas mais comercializados foram clethodim, glyphosate e trifluralin. Além disso, a maioria apresentou toxicidade média a alta, exigindo monitoramento contínuo. Esses resultados reforçam a importância de práticas agrícolas mais sustentáveis para reduzir os impactos ambientais.

Palavras-chave: Contaminação ambiental. Análise de risco. Defensivos agrícolas. Glycine max.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é considerado o maior produtor mundial de soja, com uma produção estimada em 147,35 milhões de toneladas na safra 2023/24, o que representa aproximadamente 45% de toda a produção mundial que é de 395,91 milhões de toneladas, com uma área plantada de 45,98 milhões de hectares e produtividade de 3.205 kg ha⁻¹ (USDA/PSD, 2024; CONAB, 2024).

O Mato Grosso é o principal produtor de soja do país com produção de 39,34 milhões de toneladas na safra de 2023/24 (CONAB, 2024) e também considerado o maior consumidor de herbicidas. Provavelmente devido à grande dependência do uso destes produtos para o cultivo da soja somado ao modelo de produção agropecuário voltado a exportação adotado pelo país, que foi a principal causa das altas proporções de uso destes produtos (BELO, 2012).

Os pesticidas podem representar um perigo para a saúde, afetando não apenas os trabalhadores que têm contato direto com essas substâncias, mas também a população em geral. A exposição ambiental é um problema que atinge uma grande parcela da sociedade e está ligada à presença de pesticidas em diversas matrizes ambientais. Após a aplicação, esses produtos se distribuem entre as plantas, o solo, a água e a atmosfera. No solo, os compostos podem passar por processos como evaporação, fotólise, escoamento superficial, adsorção, degradação química ou biológica, absorção pelas plantas e lixiviação.

Dessa forma, o solo se torna uma via significativa de contaminação para o ar e a água. Quando chegam à atmosfera, os pesticidas se dispersam nas fases gasosa e particulada, dependendo de suas características físico-químicas e das condições ambientais. No ar, esses pesticidas podem ser submetidos à fotólise e/ou a volatilização onde são levados pelo vento a longas distâncias a partir do local de aplicação ou se depositarem na superfície terrestre por meio da deposição úmida ou seca. Esses compostos podem permanecer na atmosfera por longos períodos, seja dias, semanas ou até meses após sua aplicação, representando um risco à saúde pública e ao ambiente.

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas é um problema reconhecido globalmente. Esses produtos químicos podem alcançar as águas através da chuva e da irrigação, que facilitam a lixiviação, o escoamento e a drenagem dos pesticidas que se encontram no solo e nos cultivos. Além disso, essas substâncias também estão presentes no esgoto, seja tratado ou não, o que se torna outra via significativa de entrada de pesticidas em ambientes aquáticos (MEDEROS et. al, 2021).

O monitoramento dos pesticidas no ambiente é uma ferramenta crucial para a avaliação e o controle dos riscos ambientais associados ao uso desses produtos em situações reais. Nesse sentido, entender os efeitos que os pesticidas podem ter no ambiente por meio de uma análise toxicológica dos

pesticidas é fundamental para orientar decisões que visem a redução dos impactos negativos. O Índice de Risco Ambiental (IRA) se destaca como uma forma de avaliar o potencial de danos dessas substâncias, pois aproveita informações disponíveis na literatura sobre avaliações de risco de pesticidas de forma individual, exigindo apenas investigações adicionais para determinar o impacto dessas moléculas no ambiente. Assim, a análise do risco associado ao uso de pesticidas, em um contexto de manejo integrado de plantas daninhas, busca minimizar os danos ao ecossistema e aumentar a eficácia e a durabilidade do sistema de produção. Pois pesticidas têm o potencial de impactar não apenas as plantas cultivadas e as que crescem em ambientes externos, mas também os micro-organismos presentes no solo (ZALLER, BRÜHL, 2019). Esses dados são extremamente valiosos para o desenvolvimento de estratégias de manejo de plantas daninhas, contribuindo na escolha dos ingredientes ativos a serem empregados.

O intuito do IRA, conforme apresentado, é disponibilizar informações sobre os principais pesticidas empregados na cultura da soja, os quais devem ser priorizados em pesquisas futuras. O presente trabalho tem por objetivo determinar o Índice de Risco Ambiental dos herbicidas utilizados na cultura da soja de forma a auxiliar nas tomadas de decisões em operações agrícolas, de forma a minimizar os impactos causados por estes produtos ao ambiente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA DE DADOS DOS PESTICIDAS

Foram coletados dados sobre os herbicidas registrados para a cultura da soja no Instituto Mato-Grossense de Defesa Agropecuária (INDEA) referentes aos anos de 2021, 2022 e 2023. As propriedades físico-químicas dos herbicidas utilizados em soja foram obtidas em 2024 no Banco de Dados de Propriedades de Agrotóxicos (PPDB) da Universidade de Hertfordshire, na Inglaterra, no banco de dados de propriedades de pesticidas (PPD) do Departamento de Agricultura dos EUA e no banco de dados de pesticidas do IBAMA (LEWIS et al., 2016; USDA, 2023; IBAMA, 2024). Cada parâmetro é apresentado nos tópicos a seguir.

2.2 ÍNDICE DE RISCO AMBIENTAL (IRA)

Para estimar a periculosidade potencial dos pesticidas foram considerados diversos fatores, como solubilidade em água, persistência no solo, capacidade de adsorção, solubilidade em solventes orgânicos, propriedades mecânicas e toxicológicas. Com base nos dados coletados do banco de dados referentes a estes fatores, uma avaliação de risco ecológico pode ser realizada para cada herbicida.

Nesta avaliação foi utilizada uma equação linear simples do Índice de Risco Ambiental (IRA), conforme descrito por Alister e Kogan (2006). Cada parâmetro é apresentado nos tópicos a seguir.

Quadro 1. Equações utilizadas para construção do Índice de Risco Ambiental (IRA).

Parâmetro	Equação	Descrição
Persistência (P)	$K = 0,693/DT_{50}$ (1)	K: taxa de degradação por dia. DT₅₀: tempo de meia-vida da dissipação, persistência 0,693: Constante de proporcionalidade.
Lixiviação (L)	$LIX = e^{-k \cdot Koc}$ (2)	K: Constante de proporcionalidade (Equação 2) Koc: Coeficiente de sorção normalizado em relação ao teor de carbono orgânico dos solos.
Volatilização (V)	$V = 2,9 \times 10^{-3} P M^{0,5}$ (3)	P: Pressão de vapor M: peso molecular do pesticida
Índice de Risco Ambiental (IRA)	$IRA = (P+L+V+TP) D$ (4)	P: Persistência L: Lixiviação V: Volatilização PT: Perfil toxicológico D: Dose
Perfil Toxicológico (PT)	$PT = Kow + Rfd + DL_{50} + TA$ (5)	Kow: Coeficiente de partição octanol-água Rfd: Dose de referência DL₅₀: Dose letal aguda para humanos TA: Toxicologia animal

Fonte: Adaptado de Alister e Kogan (2006).

2.3 PERSISTÊNCIA

A persistência, refere-se ao tempo necessário, em dias, para que 50% do agrotóxico inicial seja degradado (SAMGHANI, HOSSEINFATEMI, 2016). O DT₅₀ de um herbicida no solo pode ser influenciado por diversos fatores, como umidade, precipitação, temperatura e propriedades internas do solo, entre outros. Este parâmetro é considerado uma estimativa simplificada devido à complexidade das interações solo-ambiente-pesticida. Está apresentada no Quadro 1.

2.3.1 Lixiviação

Uma proporção significativa dos pesticidas utilizados não atinge o seu alvo diretamente, mas é depositada no solo, direta ou indiretamente. Assim que entram no solo, os produtos usados iniciam o processo de redistribuição e decomposição, que pode acontecer rapidamente ou levar meses ou até anos. A atividade dos pesticidas no ambiente é influenciada por processos de transporte, armazenamento e/ou transformação, que interagem entre si, embora muitas vezes sejam analisados separadamente. Perdas por sedimentação, deriva, inundações, fluxos superficiais e subterrâneos são

exemplos de mecanismos de transporte. Nestes casos, embora o herbicida não perca sua atividade citotóxica, ainda é transferido de um substrato para outro no ambiente. Tais transferências poderiam levar ao acúmulo de produtos em plantas sensíveis próximas, na atmosfera e/ou em corpos d'água em camadas superficiais e subterrâneas (CORREIA, 2018).

O potencial de lixiviação de um produto pode ser classificado como baixo ($\leq 0,09$), médio ($0,09 \leq 0,25$), alto ($0,25 \leq 0,5$) e muito alto ($\geq 0,5$) Como apresentado na tabela 2.

2.3.2 volatilização

A volatilização caracteriza-se pelo processo em que o pesticida é direcionado para a área desejada, mas acaba evaporando para a atmosfera em estado gasoso, sendo levado para fora do local de aplicação (MUELLER, 2015). A volatilidade dos pesticidas está diretamente relacionada à umidade relativa do ar e do solo, bem como à temperatura da superfície, e não é afetada por minerais, conteúdo de matéria orgânica e pH do solo (DA COSTA et al., 2016). A pressão de vapor dos pesticidas, suas propriedades químicas, composição e peso molecular determinam a distribuição do constituinte que irá volatilizar ou ser incorporado ao solo; entretanto, quanto maior a pressão de vapor, maior a taxa de evolução (PIRES et al., 2022). A volatilização de pesticidas pode ser calculada como a taxa de perda de campo usando uma fórmula simples proposta por Alister e Kogan (2006). (Quadro 1).

2.3.3 Doses

A quantidade de ingrediente ativo aplicada ao alvo ambiental pretendido, conhecida como dosagem, desempenha um papel importante. Quanto maior a quantidade utilizada, maior a quantidade de produtos químicos no pesticida, aumentando o risco de poluição do solo e da água (ALISTER, KOGAN, 2006). Além disso, o volume afeta os diversos componentes do Índice de Risco Ambiental (IRA). Mesmo que dois pesticidas tenham o mesmo DL_{50} , aquele com maior dose aplicada terá maior risco de absorção.

Com o apresentado, para o cálculo do Índice de Risco Ambiental (IRA), foi utilizada a dose máxima permitida do herbicida para o controle de plantas daninhas na cultura da soja, em vez de considerar várias dosagens diferentes (Tabela 1). Essa abordagem simplifica a análise e garante que os resultados reflitam a pior situação possível em termos de risco ambiental.

Tabela 1. Grau de severidade, valores atribuídos e intervalos propostos por Alister & Kogan (2006) para cada termo do Índice de Risco Ambiental.

Grau de severidade		Classificação dos intervalos				
Categoria	Valores atribuídos	Persistência (P) (DT ₅₀ , dias)	Dose (D) (kg ia/ha ⁻¹)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mmHg)	Perfil Toxicológico (TP)
Baixo	1	≤ 30	≤ 1	≤ 0,09	≤ 10 ⁻⁶	≤ 8
Médio	2	30 ≤ 60	1 ≤ 2	0,09 ≤ 0,25	10 ⁻⁶ ≤ 10 ⁻⁵	8 ≤ 14
Alto	3	60 < 90	2 < 3	0,25 < 0,5	10 ⁻⁵ < 10 ⁻⁴	14 < 20
Muito alto	4	≥ 90	≥ 4	≥ 0,5	≥ 10 ⁻⁴	≥ 20

Fonte: Adaptado de Alister & kogan. (2006).

2.3.4 Perfil Toxicológico

O perfil toxicológico (PT) é uma análise de impacto que um pesticida específico pode exercer sobre uma comunidade viva dentro de um ecossistema. Esta análise considera fatores cruciais como a estimativa do Kow, Rfd, DL₅₀ e a toxicologia animal (TA). Os valores do PT podem variar entre 6 e 24 e o Índice de Risco Ambiental (IRA) tem uma faixa teórica de 4 a 64 (ALISTER, KOGAN, 2006).

O coeficiente de partição octanol-água (Kow) é uma medida que quantifica a afinidade de uma molécula pela fase apolar (octanol) e pela fase polar (água). O octanol é um substituto para os lipídios encontrados em organismos vivos, e a polaridade, átomos de grupos funcionais e a simetria das moléculas influenciam positivamente a solubilidade em água.

A dose de referência (Rfd) é um parâmetro de avaliação de risco, refletindo a quantidade diária de exposição que um ser humano pode tolerar sem comprometer a saúde. A dose letal (DL₅₀) representa a quantidade de uma substância química que, em condições controladas, é suficiente para reduzir em 50% a população de animais que receberam a administração do pesticida. Para cada um desses fatores, foram atribuídos valores que variam de 1 a 4, correspondendo a níveis classificados como baixo, médio, alto e muito alto, respectivamente, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Grau de gravidade do pesticida, valores atribuídos e intervalos para cada termo de Perfil Toxicológico.

Grau de severidade e valores atribuídos		Classificação dos intervalos					
		Kow Log Kow	Rfd mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	DL50 mg kg ⁻¹	CL50 Ave mg L ⁻¹	DL50 Abelha µg ab ⁻¹	CL50 Peixemg L ⁻¹
Baixo	1	≤ 1	≥ 0,1	≥ 4000	≥ 5000	≥ 100	≥ 100
Médio	2	1 < 2	0,1 ≥ 0,01	4000 ≥ 400	5000 ≥ 500	100 ≥ 50	100 ≥ 50
Alto	3	2 > 3	0,01 > 0,001	400 > 40	500 > 50	50 > 25	50 > 10
Muito alto	4	≥ 3	≤ 0,001	≤ 40	≤ 50	≤ 25	≤ 10

Fonte: Adaptado de Alister e Kogan. (2006). A ave refere-se *Anas platyrhynchor* / *Colinus virginiaus*, abelha à *Apis* spp., peixe à *Oncorhynchus mykiss* / *Lepomis macrochirus*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os herbicidas utilizados na cultura da soja nos três anos analisados (2021, 2022, 2023), foram coletados dados de 30 ingredientes ativos, presentes em 15 grupos químicos e 9 modos de ação.

Observa-se que quatro herbicidas se destacaram em volume de comercialização neste período: clethodim, glyphosate, trifluralin e clomazone (4,4 milhões, 2,2 milhões, 2,1 milhões e 1,1 milhões de kg / i.a.), respectivamente, representando juntos aproximadamente 87% do total dos herbicidas comercializados no estado de Mato Grosso nesse período (INDEA, 2024).

Os herbicidas apresentados na Tabela 3, mostram que dos i.a utilizados 60% (acetochlor,alachlor, butroxydim, clomazone, cyanazine, fenoxaprop-p-ethyl, fluazifop-p-buthyl, flumetsulam, flumiclorac-penthyl, fomesafen, haloxyfop-methyl, imazamox, imazaquin, lactofen, metribuzin, pendimethalin, propaquizafop, quizalofop-p-terfuryl, sulfentrazone, trifluralinestão) classificados como tipo II, considerados muito perigosos com elevada toxicidade para algas animais aquáticos, enquanto que 33,33% (bentazone, chlorimuron-ethyl, clethodim, cloransulam-methyl, flumioxazin, glyphosate, imazethapyr, pyroxasulfone, sethoxydim) estão na classe III, perigosos e altamente tóxicos para crustáceos microscópicos, peixes e abelhas (AGROFIT, 2023). Além disso fica evidente uma grande dependência Glyphosate e dos inibidores da ACCase e PROTOX, que juntos, representam a maior parte do volume aplicado.

Com relação as propriedades físico-químicas dos herbicidas, à maior taxa de degradação (DT50), é para haloxyfop-metil, que apresentou 0,5 dias para que metade da quantidade inicialmente aplicada fosse dissolvida pela metade no ambiente. Por outro lado, a menor taxa de degradação foi a do imazethapyr com DT50 de 513 dias (Tabela 4). Segundo Carvalho (2013), DT50 < 30 dias classifica os pesticidas como instáveis, de 30 a 100 persistência moderada, 100 a 365 dias e DT50> 365 dias indicam pesticidas muito duráveis.

Tabela 3. Herbicidas utilizados no estado de Mato Grosso nos anos de 2021, 2022 e 2023 para controle de plantas daninhas na cultura da soja.

Ingrediente Ativo (i.a.)	Modo de Ação	Classificação Ambiental*	2021	2022	2023	Total
			Massa Total**	Massa Total**	Massa Total**	Massa Total**
			Kg i. a.	Kg i. a.	Kg i. a.	Kg i. a.
Acetochlor	Divisão Celular	II	1	1	1	3
Alachlor	Divisão Celular	II	1	1	1	3
Bentazone	FS II	III	15.201	18712.2	8302.8	15.201
Butroxydim	ACCCase	II	1	1	1	3
Chlorimuron-ethyl	ALS	III	78.756	94.230	66.326	239.312
Clethodim	ACCCase	III	1.273.868	1.358.024	1.819.737	4.451.629
Clomazone	Carotenoides	II	263.038	537.661	368068	1.168.767
Cloransulam-methyl	ALS	II	22.614	73.290	34.823	130.727
Cyanazine	FS II	II	14	19	19	52
Fenoxaprop-p-ethyl	ACCCase	II	10.169	6.041	2.889	19.099

Fluazifop-p-buthyl	ACCCase	II	2.379	554	3450	6.383
Flumetsulam	ALS	III	6.436	878	9175	16.489
Flumiclorac – penthyl	PROTOX	II	43.862	31.055	22728	97.645
Flumioxazin	PROTOX	III	155.685	189.911	262.102	607.698
Fomesafen	PROTOX	II	108.192	91.686	138.325	338.203
Glyphosate	EPSP	III	728.590	945.286	526.247	2.200.123
Haloxifop-methyl	ACCCase	I	279.901	433.570	283.930	997.401
Imazamox	ALS	III	14	14	102	130
Imazaquin	ALS	III	150	3	16	169
Imazethapyr	ALS	III	145.347	176.745	97092	419.184
Lactofen	PROTOX	II	20.429	5.922	194	26.545
Metribuzin	FS II	II	2.913	469	21375	24.757
Oryzalin	Microtúbulos	I	1	1	1	3
Pendimethalin	Microtúbulos	II	3.836	5.609	28.387	37.832
Propaquizafop	ACCCase	II	1	1	1	3
Pyroxasulfone	Mitose	III	1.179	16.346	33.720	51.245
Quizalofop-P-terfuryl	ACCCase	II	24.464	24.015	17452	65.931
Sethoxydim	ACCCase	III	1	1	1	3
Sulfentrazone	PROTOX	II	67.390	113.233	59702	240.325
Trifluralin	Microtúbulos	II	722.868	1.007.430	380257	2.110.555
Total			3.247.532	4.150.365	3.616.155	11.014.052

* Dados obtidos junto ao Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso – INDEA. ** Classificação ambiental de acordo com registro de produtos formulados (Agrofit – MAPA). ACCCase = inibição da aceti – CoA carboxilase; carotenoides = inibição da biossíntese de carotenoides; microtúbulos = inibição da formação de microtúbulos; FS I = inibição da fotossíntese no fotossistema I. FS II = inibição da fotossíntese no fotossistema II; PROTOX = inibição da protoporfirinogênio oxidase; lipídios = inibição da síntese de lipídios; mitose = inibição da mitose; ALS = inibição da acetolactato sintase; auxinas = mimetizadores da auxina; celulose = inibição da biossíntese de celulose; EPSPs = glicina substituída;

Portanto, 43,33% dos herbicidas analisados atuam como crônicos (DT50 <30 dias). Cerca de 30% foram considerados persistentes em níveis moderados (DT50 > 30 e < 100 dias) sendo eles chlorimuron-ethyl, fomesafen, flumetsulam, flumiclorac-penthyll, oryzalin e propaquizafop. Enquanto trifluralin, sulfentrazone, pendimethalin, imazaquin e imazamox respondem por 16,67% e são classificados como altamente duráveis no solo, com DT50 superior a 100 dias (Tabela 4). No caso do sulfentrazone e do imazetapyr, foram necessários 400 e 513 dias, respectivamente, para reduzir a concentração pela metade.

Em relação ao coeficiente de adsorção do teor de carbono orgânico - CO (Koc) (Tabela 4) representa a capacidade de absorção dos pesticidas no solo. Quando este valor é alto, a capacidade de adsorção será alta, portanto, os pesticidas com alto teor de Koc são difíceis se dissolver em água e podem ser transportados por sedimentos fora da água (GUARDA et al., 2020). As informações sobre os herbicidas foram tabuladas de acordo com o Pesticide Chemical Database publicado por Lewis et al. (2016), em que classificaram Koc < 15 como altamente móvel, 15 - 75 móveis, 75 - 500 moderadamente móvel, 500 - 4.000 lento e > 4.000 imóvel, com base na retenção dos mesmos. Sendo

assim 60% são de movimentação considerável, 20% são de movimentação lenta e 6,7% dos herbicidas foram classificados como dinâmicos imóveis.

Tabela 4. Propriedades físico-químicas dos herbicidas usados na cultura da soja para calcular o Índice de Risco Ambiental - IRA.

Herbicida	DT ₅₀ ^a	K _{oc} ^a	K ^b	Pressão de Vapor ^a	Índice ^c	Dose ^d	S _w	Classificação	pka	Ionização
(i.a.)	(dias)	(mg g ⁻¹)	(1 dia)	(mmHg)	LIX	(kg i.a./ha)	(mg L ⁻¹)	S _w		
Acetochlor	14	156	0,04950	2,2 X 10 ⁻⁰²	0,0000	3,60	282	Moderada	-	-
Alachlor	14	335	0,04950	2,9 x 10 ¹	0,0000	3,36	240	Moderada	0,62	Ácido Forte
Bentazone	20	55,3	0,03465	1,7 x 10 ⁻²	0,0000	1,20	7112	Alta	3,51	Ácido Fraco
Butoxydim	9	635	0,07700	1,0 x 10 ⁻³	0,0000	0,94	6,9	Baixa	4,36	Ácido Fraco
Chlorimuron-ethyl	40	106	0,01733	14,9 x 10 ⁻⁷	0,0024	0,2	1200	Alta	4,2	Ácido Fraco
Clethodim	0,55	-	1,26000	1,33 x 10 ⁻⁵	-	0,11	5450	Alta	4,47	Ácido Fraco
Clomazone	22,6	300	0,03066	1,92 x 10 ⁻²	0,0000	1,25	1212	Alta	n/a	Não ionizável
Cloransulam-methyl	15	30	0,04620	1,3 x 10 ⁻⁵	0,2501	0,04	184	Moderada	4,81	Ácido Fraco
Cyanazine	16	190	0,04331	2,13 x 10 ⁻⁴	0,0000	1,70	171	Moderada	12,9	Ácido Muito Forte
Fenoxaprop-p-ethyl	0,36	11354	1,92500	5,4 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,16	0,43	Baixa	0,18	Ácido Muito Forte
Fluazifop-p-buthyl	15	3000	0,04620	5,3 x 10 ⁻⁷	0,0000	0,19	1	Baixa	0,0	-
Flumetsulam	45	28	0,01540	3,70 x 10 ⁻⁷	0,2815	0,35	5650	Alta	4,6	Ácido Fraco
Flumiclorac-penthyll	45	30	0,01540	1,6 x 10 ⁻¹⁴	0,0000	0,06	0,189	Baixa	-	Não ionizável
Flumioxazin	21,9	889	0,03164	3,21 x 10 ⁻⁴	0,0000	0,05	0,786	Baixa	n/a	Sem Dissociação
Fomesafem	86	50	0,00806	1,33 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,38	50	Moderada	2,83	Ácido Forte
Glyphosate	16,11	1424	0,04302	2,45 x 10 ⁻⁸	0,0000	2,40	100000	Alta	2,34	Ácido Fraco
Haloxifop-methyl	0,5	47	1,38600	1,7 x 10 ⁻⁵	0,0000	0,06	7,9	Baixa	n/a	Sem Dissociação
Imazamox	200,2	-	0,00346	6,3 x 10 ⁻⁸	0,0000	0,42	626000	Alta	2,3	Ácido Forte
Imazaquim	106,6	20	0,00650	1,9 x 10 ⁻⁵	0,8781	0,15	102000	Alta	3,45	Ácido Fraco
Imazethapyr	513	52	0,00135	1,3 x 10 ⁻⁵	0,9322	0,4	1400	Alta	2,1	Ácido Fraco
Lactofem	4	10000	0,17325	2,4 x 10 ⁻⁶	0,0000	0,18	0,5	Baixa	-	Não Ionizável
Metribuzin	7,03	60	0,09858	1,6 x 10 ⁻⁵	0,0027	0,72	10700	Alta	1,3	Ácido Forte
Oryzalin	44,8	949	0,01547	1,1 x 10 ⁻⁷	0,3490	1,54	1,13	Baixa	9,2	Ácido

										Muito Fraco
Pendimethalin	182,3	17491	0,00380	$1,33 \times 10^{-5}$	0,0000	1,60	0,33	Baixa	2,8	Ácido Forte
Propaquizafop	70	306	0,00990	$1,0 \times 10^{-5}$	0,0483	0,0075	0,63	Baixa	n/a	Sem Dissociação
Pyroxasulfone	22	223	0,03150	$3,0 \times 10^{-6}$	0,0009	0,15	3,49	Baixa	-	Não ionizável
Quizalofop-P-terfuryl	0,4	510	1,73250	$4,0 \times 10^{-5}$	0,0000	0,08	0,61	Baixa	n/a	Sem Dissociação
Sethoxydim	1,2	75	0,57750	$1,3 \times 10^{-2}$	0,3515	0,0018	4700	Alta	4,58	Ácido Fraco
Sulfentrazone	400	43	0,00173	$1,07 \times 10^{-7}$	0,9280	0,60	780	Alta	6,56	Ácido Fraco
Trifluralin	133,7	15800	0,00518	$1,47 \times 10^{-2}$	0,0000	1,07	0,221	Baixa	n/a	Não ionizável

Legenda: ^a - Valores médios obtidos no *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) da *University of Hertfordshire* e no *Pesticide Properties Data base* do Departamento de Agricultura dos EUA (ARS). ^b - Valores calculados a partir do DT^{50} de acordo com a Equação (1) [$K = 0,693/DT^{50}$]. ^c - Índice de lixiviação calculado de acordo com a Equação (2) [$LIX = e(-k \cdot Koc)$]. ^d - Dose máxima utilizada para controle de plantas daninhas. * Classificação de solubilidade de acordo com o *Pesticide Properties Database* (PPDB) da Universidade de Hertfordshire, em que $\leq 50 \text{ mg L}^{-1}$ = baixa; $50 - 500 \text{ mg L}^{-1}$ = moderada; > 500 = alta solubilidade.

Quanto à ionização dos herbicidas analisados, 3 herbicidas foram classificados como ácido muito forte, representando 10% do total. A maior parte, 36,67%, é classificada como ácido fraco, 16,67% como ácido forte e apenas 1 herbicida (lactofem) é não ionizado. Para herbicidas que se separam de ácidos fracos e bases fracas, especialmente em pH abaixo ou acima do pKa, quanto maior o valor do pH, menor a capacidade de absorção do herbicida no solo, o que pode afetar o potencial de lixiviação (OLIVEIRA JR et al. 2022).

Nesse sentido, o pKa é o valor de pH no qual o composto se encontra 50% ionizado, expresso como o valor no qual as frações não ionizadas e ionizadas estão em equilíbrio. Segundo Oliveira Jr. (2022), pesticidas ácidos podem ser considerados fortes se o pKa for inferior a 3,0; fracos se o pKa estiver entre 3,0 e 9,0; e muito fracos se o pKa for superior a 9,0. Para bases, o pKa forte é superior a 9,0; fraco de 3,0 a 9,0 e pKa muito fraco abaixo de 3,0.

A taxa de degradação diária (K) é inversamente proporcional ao DT_{50} , ou seja, quanto menor o DT_{50} , maior o K e vice-versa. Portanto, as menores taxas de decomposição foram associadas aos herbicidas mais persistentes no solo, como imazethapyr e sulfentrazone, seguidos de pendimethalin e trifluralin.

A pressão de vapor (PV) (mmHg) do herbicida varia em ordens de grandeza de 10^{-2} (para trifluralina e clomazone) a 10^{-14} (para flumiclorac-pentil). A PV indica a volatilidade do pesticida e sua propensão a se dispersar na atmosfera após a aplicação. Herbicidas com alta PV ($>10^{-2}$ mmHg) apresentam alta volatilidade e, portanto, maior probabilidade de movimentação no ambiente (DE

OLIVEIRA, 2018). Segundo Alves (2008), produtos com $PV > 10^{-2}$ apresentam alta volatilidade; de 10^{-4} a 10^{-3} , volatilidade moderada; de 10^{-7} a 10^{-5} , volatilidade leve; e nenhuma volatilidade dinâmica $< 10^{-8}$. Dos herbicidas utilizados no estado de Mato Grosso, apenas 25% são classificados como altamente voláteis ou voláteis, sendo eles acetochlor, alachlor, bentazon, clomazone, sethoxydim e trifluralin.

Portanto, quanto menor o valor da PV, menor a probabilidade de o pesticida volatilizar. No entanto, em temperaturas elevadas (acima de 30 °C), até mesmo pesticidas com baixa volatilidade podem sofrer alguma dispersão. Nessa situação, a maior parte dos ingredientes ativos (i.a.) pesquisados e utilizados no estado apresentam baixa volatilidade, conforme dados disponíveis na literatura sobre PV a 20°C, como chlorimuron-ethyl, clethodim, cloransulam-methyl, fenoxaprop-p-ethyl, fluazifop-p-buthyl, flumiclorac-penthyl, fomesafem, glyphosate, haloxifop-methyl, imazamox, imazaquim, imazethapyr, lactofem, metribuzin, oryzalin, pendimethalin, propaquizafop, quizalofop-P-terfuryl e sulfentrazone (DE PAULA et al., 2021).

Entre os herbicidas mais utilizados em áreas de cultivo de soja, os que exigem maiores doses (D) por hectare são acetochlor (3,60), alachlor (3,36), bentazon (1,20), clomazone (1,25), cyanazine (1,70), glyphosate (2,4), oryzalin (1,54), pendimethalin (1,60) e trifluralin (1,07).

Além das propriedades físico-químicas, também foram coletados parâmetros de toxicidade dos herbicidas, incluindo Kow, dose de referência (Rfd), dose letal (DL_{50}) e toxicidade animal (TA), sendo os dados apresentados na Tabela 5. Deste conjunto de informações, foi criado um perfil de toxicidade (PT) (Tabela 6), que será discutido a seguir e utilizado no Índice de Risco Ambiental (IRA).

Tabela 5. Parâmetros ecotoxicológicos* dos herbicidas utilizados para a soja no estado de MT nos anos de 2021, 2022 e 2023

Ingrediente ativo (i.a.)	Log*	DL_{50} *	Rfd*	Toxicologia Animal (TA)		
				Ave ^a	Abelha ^b	Peixe ^c
	Kow	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	Dérmica mg kg ⁻¹	DL_{50} * mg kg ⁻¹	CL_{50} * µg ab ⁻¹	DL_{50} * mg L ⁻¹
Acetochlor	4,14	1929	0,0036	928	200,00	0,36
Alachlor	3,09	930	-	1536	16,00	1,80
Bentazone	-4,46	1400	0,0900	1140	200,00	100,00
Butroxydim	1,90	1635	-	2000	200,00	6,90
Chlorimuron-ethyl	0,11	2000	-	5620	12,50	8,40
Clethodim	4,14	4167	0,1600	1640	51,00	25,00
Clomazone	2,58	2000	0,1300	2224	89,50	14,40
Cloransulam-methyl	-0,36	2000	-	5620	100,00	86,00
Cyanazine	2,10	288	-	400	100,00	10,00

Fenoxaprop-p-ethyl	4,58	2000	0,1000	2000	63,00	0,19
Fluazifop-p-buthyl	4,50	2420	0,0170	17000	76,00	0,53
Flumetsulam	0,21	5000	-	2250	100,00	300,00
Flumiclorac-penthyll	4,99	2000	-	2250	100,00	1,10
Flumioxazin	2,55	2000	0,0500	2250	200,00	2,30
Fomesafem	-1,20	1000	-	5000	50,00	170,00
Glyphosate	-1,60	2000	0,5000	2000	100,00	100,00
Haloxifop-methyl	4,00	2000	0,0700	1159	100,00	0,08
Imazamox	-2,90	5000	3,0000	1846	58,00	122,00
Imazaquim	-1,09	5000	0,2500	2150	36,40	100,00
Imazethapyr	1,49	2000	-	2150	100,00	340,00
Lactofem	-	2000	0,0000	2150	100,00	0,10
Metribuzin	1,75	5000	0,0200	164	100,00	74,60
Oryzalin	3,75	5000	0,0500	427	40,80	2,86
Pendimethalin	5,40	5000	0,3000	1421	196,00	0,19
Propaquizafop	4,78	5000	0,0100	2000	200,00	0,19
Pyroxasulfone	2,39	2000	-	2250	105,00	2,20
Quizalofop-ethyl	4,61	5000	0,1000	2000	100,00	0,21
Sethoxydim	1,65	2676	-	5000	10,00	170,00
Sulfentrazone	0,99	2000	-	2250	25,10	93,80
Trifluralin	5,27	2000	0,0200	2250	100,00	0,08

*Os valores foram obtidos do *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) da University of Hertfordshire e do *Pesticide Properties Database* (PPD) do Departamento de Agriculturas EUA. ^a - refere-se à *Colinusvirginiaus / Anas platyrhynchor*; ^b - refere-se à *Oncorhynchus mykiss / Lepomis macrochirus*; ^c - refere-se à *Apis* spp.

Glyphosate (10), acetochlor (16), alachlor (18), trifluralin (15), fenoxaprop-p-ethyl (15) e haloxyfop-methyl (15) registraram os maiores valores de PT, indicando maior toxicidade animal entre os herbicidas analisados. Esse resultado está relacionado ao Log Kow elevado, que indica alto risco de bioacumulação (4), exceto para a flumioxazin, que exibe risco bioacumulativo moderado (3) e alta toxicidade para peixes, abelhas (4) e aves (2).

A bioacumulação é influenciada pelo Log Kow dos ingredientes ativos; assim, herbicidas com baixo Log Kow têm alta afinidade pela água, são hidrofílicos e apresentam maior solubilidade, enquanto herbicidas com Log Kow alto são hidrofóbicos e possuem maior potencial de bioacumulação (MERCADO-BORRAYO et al., 2015). Segundo Duchowicz (2019), compostos com valores de Log Kow ≥ 3 tendem a evitar a água e são altamente lipofílicos, facilitando a absorção por animais ou acúmulo no solo.

Tabela 6. Perfil toxicológico (PT)* dos herbicidas utilizados na cultura da soja construído a partir dos parâmetros ecotoxicológicos.

Grupo	Ingrediente Ativo	Lo g	Rfd	DL ₅₀	Ave	Peixe	Abelha	PT
Cloroacetamida	Acetochlor	4	2	3	2	1	4	16
Cloroacetamida	Alachlor	4	2	2	2	4	4	18
Benzotiadiazinas	Bentazone	1	2	2	2	1	1	9
Ciclohexanediona	Butroxydim	2	2	2	2	1	4	13
Sulfonilureias	Chlorimuron-ethyl	1	2	1	1	4	4	13
Ciclohexanediona	Clethodim	4	1	1	2	2	3	13
Isoxazolidinona	Clomazone	3	2	1	2	2	3	13
Triazolopirimidinas	Cloransulam-methyl	1	2	1	1	1	2	8
Triazina	Cyanazine	3	3	3	3	1	4	17
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Fenoxaprop-p-ethyl	4	2	1	2	2	4	15
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Fluazifop-p-buthyl	4	2	1	1	2	4	14
Triazolopirimidinas	Flumetsulam	1	1	2	2	1	1	8
N-phenylethanamides	Flumiclorac - penthyl	4	2	2	2	1	4	15
N-phenylethanamides	Flumioxazin	3	2	2	2	1	4	14
Éter difenílico	Fomesafen	1	2	1	1	2	1	8
Glicina substituída	Glyphosate	1	1	4	2	1	1	10
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Haloxifop-methyl	4	2	2	2	1	4	15
Imidazolinone	Imazamox	1	1	1	2	2	1	8
Imidazolinona	Imazaquin	1	1	1	2	3	1	9
Imidazolinone	Imazethapyr	2	2	2	2	1	1	10
Difenileteres	Lactofen	-	2	2	2	1	4	11
Triazinona	Metribuzin	2	1	2	3	1	2	11
Dinitroanilina	Oryzalin	4	1	2	3	3	4	17
Dinitroanilina	Pendimethalin	4	1	1	2	1	4	13
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Propaquizafop	4	1	2	2	1	4	14
Oxazol	Pyroxasulfone	3	-	4	2	4	4	17
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Quizalofop-P-terfuryl	4	1	1	2	1	4	13
Ciclohexanediona	Sethoxydim	2	2	1	1	4	1	11
Triazolinones	Sulfentrazone	1	2	2	2	2	2	11
Dinitroanilina	Trifluralin	4	2	2	2	1	4	15

*PT - perfil toxicológico calculado conforme a Equação: $PT = K_{ow} + Rfd + LD50 + AT$. Os valores foram atribuídos de acordo com a tabela 1 de grau de severidade.

Na análise geral, o PT variou de 8 a 18 pontos. Dos 30 herbicidas analisados, 24 foram classificados como altamente ou muito altamente tóxicos. Dentre eles, alguns dos mais utilizados no estado de Mato Grosso incluem glyphosate (10 pontos), clomazone (13 pontos) e trifluralin (15 pontos).

Em geral, a maioria dos i.a. apresenta baixo risco para o sistema. Porém, é possível identificar os pontos importantes de cada combinação e compará-los entre si, para que especialistas da área

técnica possam receber suporte para propostas de planejamento menos prejudiciais ao meio ambiente, por de tomadas de decisões baseadas em riscos sobre níveis de risco dos pesticidas.

O glyphosate, amplamente utilizado como herbicida tem demonstrado efeitos nocivos significativos em diferentes organismo e no ambiente. Um estudo realizado por Argaiz et al. (2021) em ambiente aquático revelou a extrema toxicidade para anfíbios, mesmo em doses subletais, resultando em menor taxa de sobrevivência, atraso no desenvolvimento da metamorfose e lipidose hepática. Da Silva et al. (2017) também observaram efeitos significativos em peixes expostos a 65 mg/L⁻¹destacando o risco para a fauna aquática. O estudo de Hermansen et al. (2020) evidencia a capacidade de sorção do glyphosate ao solo, podendo ser lixiviado para ambientes aquáticos, aumentando o risco de contaminação.

Além disso, estudos como os de Balbuena et al. (2015) indicaram que o glyphosate afeta a capacidade gustativa, aprendizado e comportamento das abelhas sem afetar sua locomoção, Enquanto em laboratório, Farina et al. (2019) detectaram impactos sutis nas habilidades cognitivas e sensoriais das abelhas. A análise de Abadala et al. (2016) apontaram consequências na polinização, afetando seus tecidos musculares e sarcômeros das abelhas, enfatizando os riscos ecológicos associados ao uso do glyphosate.

Tabela 7. Índice de Risco Ambiental (IRA)^{*} dos herbicidas registrados para soja usados no estado de Mato Grosso no período de 2021, 2022 e 2023.

Grupo Químico	Princípio Ativo	P	L	V	TP	D	IRA
Cloroacetamida	Acetochlor	1	1	4	3	3	27
Cloroacetamida	Alachlor	1	1	4	3	3	27
Benzotiadiazinas	Bentazone	1	1	4	2	2	16
Ciclohexanediona	Butoxydim	1	1	4	2	1	8
Sulfonilureias	Chlorimuron-ethyl	2	1	1	2	1	6
Ciclohexanediona	Clethodim	1	1	2	2	1	6
Isoxazolidinona	Clomazone	1	1	4	2	2	16
Triazolopirimidinas	Cloransulam-methyl	1	3	2	1	1	7
Triazina	Cyanazine	1	1	3	3	2	16
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Fenoxaprop-p-ethyl	1	1	4	3	1	9
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Fluazifop-p-buthyl	1	1	1	2	1	5
Triazolopirimidinas	Flumetsulam	2	3	1	1	1	7
N-phenylethanamides	Flumiclorac-penthyll	2	1	1	3	1	7
N-phenylethanamides	Flumioxazin	1	1	3	3	1	8
Éter difenílico	Fomesafem	3	1	2	1	1	7
Glicina substituída	Glyphosate	1	1	1	2	3	15
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Haloxifop-methyl	1	1	2	3	1	7
Imidazolinone	Imazamox	4	1	1	1	1	7
Imidazolinona	Imazaquim	4	4	2	2	1	12

Imidazolinone	Imazethapyr	4	4	2	2	1	12
Difenileteres	Lactofem	1	1	2	2	1	6
Triazinona	Metribuzin	1	1	2	2	1	6
Dinitroanilina	Oryzalin	2	3	1	3	2	18
Dinitroanilina	Pendimethalin	4	1	2	2	2	18
Ácido antioxi-fenoxipropiônico	Propaquizafop	3	1	2	2	1	8
Oxazol	Pyroxasulfone	1	1	1	3	1	6
Ciclohexanediona	Quizalofop-P-terfuryl	1	1	2	2	1	6
Triazolinones	Sethoxydim	1	3	4	2	1	10
Dinitroanilina	Sulfentrazone	4	4	1	2	1	11
Dinitoanilina	Trifluralina	4	1	4	3	2	24

P - Persistência; L - lixiviação; V - volatilidade; PT - perfil toxicológico; D - dose. *IRA - índice de risco ambiental calculado para os pesticidas de acordo com a equação: $IRA = [(P+L+V+TP) \times D]$. Os valores foram baseados nas propriedades dos pesticidas (Tabelas 4 e 5) e no perfil toxicológico (Tabela 6).

A trifluralin, caracterizada neste estudo por sua alta adsorção ao solo, baixa lixiviação e volatilidade significativa, apresenta um perfil de toxicidade elevado e está entre os três ingredientes ativos com maior índice de risco ambiental. Além disso, esse herbicida segue entre os mais vendidos e utilizados na cultura da soja no estado.

Santos et al. (2012) destacam que a trifluralin, herbicida com baixa capacidade de filtração, apresenta baixo coeficiente de solubilidade em água, conforme o coeficiente de partição octanol-água (Kow) igual a 5,27. As condições edafoclimáticas favorecem a permanência no ambiente, embora a baixa capacidade de lixiviação direta (Lix) = 0,00. Um ponto importante para se considerar é a durabilidade natural alta; a trifluralin tem 133,7 dias de meia-vida (DT₅₀), contribuindo para a sua toxicidade para os organismos.

Por fim, o pesticida clethodim, pertencendo ao grupo químico das ciclohexanodionas, é frequentemente aplicado em Mato Grosso, totalizando 4.451.629 kg. Embora tenha baixa durabilidade, volume e volatilidade, o que contribui para baixo índice de perigo ambiental, Sousa et al. (2023) colocam o clethodim como sendo improvável de causar danos significativos à saúde, mas ainda sendo perigoso para o ambiente. Seu DL₅₀ = 4.167 mg/kg confirma a toxicidade do composto, especialmente a peixes e abelhas.

A análise de herbicidas forneceu informações significativas sobre suas propriedades e impactos ambientais. O glyphosate, com um Índice de Risco Ambiental (IRA) igual a 15, é um dos sete herbicidas em destaque, reunindo alta DL₅₀ e solubilidade em água. Embora tenha baixa mobilidade no solo pela adsorção às partículas do solo, que depende de alguns fatores como matéria orgânica, tipo de argila, temperatura e pH, o glyphosate se torna persistente em ambientes aquáticos com escape relativamente longo. Essa durabilidade é preocupante, pois, apesar de seu tempo de permanência em

solo não ser longo, é observada a toxicidade moderada em organismos aquáticos, abelhas, aves e microrganismos do solo.

Marques et al. (2019) indicaram o potencial risco de contaminação dos corpos d'água pelo glyphosate e outros compostos, ressaltando que seria necessária atenção na sua utilização e a aplicação de medidas objetivando minimizar os impactos ambientais.

4 CONCLUSÃO

Dessa forma, os Índices de Risco Ambiental (IRA) de herbicidas são fundamentais para a identificação a fim de evitar e prevenir riscos de contaminação ambiental, especialmente em regiões como o Mato Grosso, onde o uso intensivo de pesticidas é uma prática comum na agricultura. A análise realizada evidenciou que uma parcela significativa dos herbicidas comercializados apresenta risco ambiental moderado a alto. Cerca de 20% dos herbicidas avaliados apresentam risco ambiental alto, com destaque para Trifluralin e Acetochlor, devido à sua alta persistência no solo e toxicidade para organismos aquáticos. Por outro lado, 80% dos herbicidas mostraram IRA baixo, como Clethodim e Fluazifop-p-buthyl, indicando menor impacto ambiental, com maior volatilidade e menor toxicidade. Esses resultados destacam a importância de priorizar o estudo e o monitoramento dos herbicidas com alto IRA, como Trifluralin e Acetochlor. Assim, os resultados obtidos podem contribuir para a adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis e subsidiar futuras pesquisas voltadas à redução dos impactos ambientais dos herbicidas.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, F. C.; COSTA, M. J.; SAMPAIO, G.; CAMARGO, D. A.; PEDROSA, M.; NOGUEIRA, F. L. A. Efeito do cádmio e do glifosato na musculatura de mamangavas. *Ciência Tecnologia e Ambiente*, v. 3, n. 1, p. 66-72, 2016.
- AGROFIT. Sistema de agrotóxicos fitossanitários. Ingredientes ativos. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 15 jun. 2023.
- ALISTER, C.; KOGAN, M. ERI: environmental risk index a simple proposal to select agrochemicals for agricultural use. *Crop Protection*, v. 25, n. xx, p. 202–211, 2006.
- ARGAIZ, D. V; GÓMEZ-BELTRÁN, D. A.; CANO, A. Destino ambiental e efeitos ecológicos dos três herbicidas mais comumente usados na Colômbia. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, v. 16, n. 2, p. 47-75, 2021.
- BALBUENA, M. S.; TISON, L.; HAHN, M. L.; GREGGERS, U.; MENZEL, R.; FARINA, W. M. Efeitos de doses subletais de glifosato na navegação das abelhas. *The Journal of Experimental Biology*, v. 218, n. 17, p. 2799-2805, 2015.
- BELO, M. S. DA S. P., PIGNATI, W., DORES, E. F. G. DE C., MOREIRA, J. C., & PERES, F. Uso de agrotóxicos na produção de soja do estado do Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. *Revista Brasileira De Saúde Ocupacional*, 37, 78–88. 2012.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. *Agrofit*. Brasília. Disponível em: https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 15 jun. 2024.
- CORREIA, N. M. *Comportamento dos herbicidas no ambiente*. Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2018. 30 p. (Embrapa Hortaliças. Documentos, 160). ISSN 1415-2312.
- DA COSTA, D. G. et al. Volatilização do 2, 4-D Aplicado na Superfície de Solos em Diferentes Horários. In: *XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica—O Futuro Sustentável do Brasil passa por Minas*. Belo Horizonte-MG. 2016.
- DA SILVA, T. F.; BARP, E. A.; ARMILIATO, N. Avaliação da toxicidade celular do glifosato sobre as gônadas de Danio rerio (Cyprinidae). *Saúde e meio ambiente: revista interdisciplinar*, v. 6, n. 1, p. 85-95, 2017. DOI: 10.24302/sma.v6i1.1041.
- DE CARVALHO MARQUES, J. G. et al. Comparação entre índices de potencial de lixiviação para agrotóxicos utilizados na Sub-Bacia do Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco. *Águas Subterrâneas*, v. 33, n. 1, p. 58-67, 2019. DOI: 10.14295/aguas.v33i1.29239.
- DE OLIVEIRA, A. F. et al. Macroagregação e restauração de carbono orgânico no solo em um lactossolo brasileiro altamente intemperizado após duas décadas sob plantio direto. *Science of the Total Environment*, v. 621, p. 1559–1567, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.086.
- DE PAULA, D. F.; MENDES, K. F.; BROCHADO, M. G. DA S.; LAUBE, A. F. S.; RAVE, L. A. B. Técnicas para evitar a deriva e volatilização de herbicidas. *Desenvolvimento sustentável, interdisciplinaridade e Ciências Ambientais*. Cap. 10, p.89-115, 2021.

DUCHOWICZ, P. R. Estudos QSPR sobre solubilidade em água, coeficiente de partição octanol-água e pressão de vapor de pesticidas. *SAR and QSAR in Environmental Research*, v. 31, n. 2, p. 135-148, 2020. DOI: 10.1080/1062936X.2019.1699602.

EMBRAPA. *Documento Online No 62 - Publicações - Embrapa Trigo*. Setembro, 2006. Passo Fundo, RS. Disponível em: http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/do/p_do62_17.htm. Acesso em: 18 nov. 2023.

FARINA, W. M. et al. Efeitos do herbicida glifosato nas habilidades sensoriais e cognitivas das abelhas: deficiências individuais com implicações para a colmeia. *Insects*, v. 10, n. 10, p. 354, 2019. DOI: 10.3390/insects10100354.

GASNIER, Céline et al. Glyphosate-based herbicides are toxic and endocrine disruptors in human cell lines. *Toxicology*, v. 262, n. 3, p. 184-191, 2009. DOI: 10.1016/j.tox.2009.06.017.

Heras-Mendoza, F. et al. Erythema multiforme-like eruption due to an irritant contact dermatitis from a glyphosate pesticide. *Contact Dermatitis*, v. 59, n. 1, p. 54-56, jul. 2008. doi: 10.1111/j.1600-0536.2007.01307.x.

HERMANSEN, C. et al. Prevendo a absorção de glifosato em solos pastoris da Nova Zelândia usando propriedades básicas do solo ou espectroscopia Vis-NIR. *Geoderma*, v. 360, p. 114009, 2020. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.114009.

HOKANSON, R. et al. Alteration of estrogen-regulated gene expression in human cells induced by the agricultural and horticultural herbicide glyphosate. *Human & Experimental Toxicology*, v. 26, n. 9, p. 747-752, 2007. DOI: 10.1177/0960327107083453.

IBAMA / Consolidação de dados fornecidos pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins, conforme art. 41 do Decreto nº 4.074/2002. 2022.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, D. W.; GREEN, A. Uma base de dados internacional para avaliações e gestão de riscos de pesticidas. Avaliação de Risco Humano e Ecológico. *An International Journal*, v. 22, n. 4, p. 1050-1064. 2016. DOI: 10.1080/10807039.2016.1154182

MARQUES, J. G. C. et al. Comparação entre índices de potencial de lixiviação para agrotóxicos utilizados na Sub-Bacia do Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco. *Águas Subterrâneas*, v. 33, n. 1, p. 58-67, 2019. DOI: 10.14295/ras.v33i1.29239.

MERCADO-BORRAYO, B. M. et al. Bioacumulação de pesticidas organofosforados e organoclorados por *Eichhornia crassipes* em canais de irrigação em sistema agrícola urbano. *International Journal of Phytoremediation*, v. 17, n. 7, p. 701-708, 2015. DOI: 10.1080/15226514.2014.964841.

MUELLER, T. C. Métodos para medir a volatilidade de herbicidas. *Ciência da Erva Daninha*, v. 63, n. esp., p. 116-120, 2015.

OLIVEIRA JR, R. S.; MATTE, W. D.; SILVA, V. F. V.; RICARDO, L. L. Relação entre as propriedades químicas do solo e a dinâmica de herbicidas ionizáveis e não ionizáveis. MENDES, K. F.; INOUE, M. H.; TORNISIELO, V. L. *Herbicidas no ambiente: comportamento e destino*. Viçosa, ed. UFV, p.249 – 265, 2022.

PERES, F.; MOREIRA, J. C. *É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente*. Editora Fiocruz, 2003.

PIRES, J. L. M. et al. Efeito da umidade relativa do ar na volatilidade de herbicidas. *Brazilian Journal of Development*, v. 8, n. 4, p. 24943-24953, 2022. DOI: 10.34117/bjdv8n4-358.

POLETTA, G. L. et al. Genotoxicity of the herbicide formulation Roundup® (glyphosate) in broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) evidenced by the Comet assay and the Micronucleus test. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, v. 672, n. 2, p. 95-102, 2009. DOI: 10.1016/j.mrgentox.2009.04.010.

SAMGHANI, K.; HOSSEINFATEMI, M. Developing a support vector machine based QSPR model for prediction of half-life of some herbicides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 129, p. 10-15, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.03.002.

SINDICATO NACIONAL DAS INDÚSTRIAS DE PRODUTOS PARA A DEFESA AGRÍCOLA. *Anuário Estatístico 2008* Brasília: Sindag, 2008.

SISDEV (Sistema de Defesa Vegetal). INDEA. Disponível em: <https://www.indea.mt.gov.br/-/22422747-relatorio-de-comercio-de-agrotoxicos-consolidado>. Acesso em: 17 mai. 2024.

STEPHENSON, G. R. et al. Glossary of terms relating to pesticides (IUPAC Recommendations 2006). *Pure and Applied Chemistry*, v. 78, n. 11, p. 2075–2154, 2006. DOI: 10.1351/pac200678112075.

USDA. *Agricultural Research Service*. The ARS pesticide properties database. Disponível em: <https://www.ars.usda.gov/northeast-area/beltsville-md-barc/beltsville-agricultural-research-center/adaptive-cropping-systems-laboratory/docs/ppd/pesticide-list/>: Acesso em: 20 mai. 2024.

VARGAS, L.; ROMAN, E. S. Manejo e controle de plantas daninhas na cultura de soja. *Passo Fundo: Embrapa Trigo*, 2006. 23 p. Disponível em: http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/do/p_do62.htm. Acesso em: 22 out. 2023.