

Uso e ocorrência do 2,4-D no Brasil: ênfase na qualidade da água para consumo humano

Use and occurrence of 2,4-D in Brazil: emphasis on drinking water quality

Taciane de Oliveira Gomes de Assunção¹ , Manuela Bruno Pinto¹ , Renata de Oliveira Pereira¹ 

¹Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Juiz de Fora, MG, Brasil. E-mails: taciane.o.g.assuncao@gmail.com, manuelabruno2@gmail.com, renata.pereira@ufjf.br

Como citar: Assunção, T. O. G., Pinto, M. B., & Pereira, R. O. (2025). Uso e ocorrência do 2,4-D no Brasil: ênfase na qualidade da água para consumo humano. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 22, e5. <https://doi.org/10.21168/rega.v22e5>

Resumo: Este estudo visa realizar um diagnóstico do 2,4-D no Brasil, com base em sua dinâmica ambiental, comercialização, espacialização e concentrações em água bruta e de consumo humano. Desse modo, foi realizada uma estimativa da comercialização do 2,4-D nos municípios e estados brasileiros, considerando dados de área plantada, comercialização e uso autorizado no país. A concentração do 2,4-D foi analisada a partir de uma revisão de literatura e tratamento dos dados do SISAGUA. Constatou-se que o 2,4-D possui tendência de aumento na sua comercialização com média anual de 43.267 toneladas e com média de uso por área plantada de 0,65 kg/ha, apresentando algumas regiões de destaque. O 2,4-D apresentou alta frequência de detecção, com valores que, no geral, não excederam o valor máximo permitido (VMP) para água potável no Brasil. Concluiu-se que o 2,4-D é muito utilizado e detectado, contudo, tal fato ainda não reflete em risco à saúde humana via consumo de água.

Palavras-chave: 2,4-diclorofenoxiacético; Agrotóxico; Água Potável; Comercialização; Dinâmica Ambiental.

Abstract: This study aims to provide a diagnosis of 2,4-D in Brazil, based on its environmental fate, sales, spatial distribution, and concentrations in raw and drinking water. An estimate of 2,4-D sales in Brazilian municipalities and states was conducted, considering data on planted area, sales, and authorized use in the country. The concentration of 2,4-D was analyzed through a literature review and data processing from SISAGUA. It was found that 2,4-D shows a tendency for increased commercialization, with an annual average of 43,267 tons and an average usage rate per planted area of 0.65 kg/ha, with some notable regions. 2,4-D showed a high detection frequency, with values that, overall, did not exceed the maximum acceptable value (MAV) for drinking water in Brazil. It is concluded that 2,4-D is widely used and detected, however, this fact does not currently reflect a risk to human health through drinking water consumption.

Keywords: 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; Pesticide; Drinking Water; Sales; Environmental Fate.

INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos são definidos, pela Lei Nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023, como produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens ou na proteção de florestas plantadas, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (Brasil, 2023). No Brasil, os agrotóxicos são amplamente utilizados para compensar problemas do modelo de produção agrícola nacional (Veiga, 2007), uma vez que o agronegócio é um importante componente da economia brasileira e corresponde a 26,6% do Produto Interno Bruto (PIB) do país (Andrade Neto; Raiher, 2024).

Ao serem aplicados em uma área ou planta específica, os agrotóxicos podem migrar no ambiente, conforme as condições ambientais e as propriedades físico-químicas do solo e dos ingredientes ativos (IAs) de agrotóxicos (Pathak et al., 2022). Sendo assim, tais substâncias podem causar a contaminação do ar, do solo e dos recursos hídricos e, por consequência, expor os seres humanos a riscos químicos associados à ingestão de água e alimentos contaminados (Assunção et al., 2020). Desse modo, a mobilidade dos agrotóxicos no meio ambiente pode levá-los até os mananciais de abastecimento

Recebido: Outubro 10, 2024. Revisado: Janeiro 21, 2025. Aceito: Março 03, 2025.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a licença *Creative Commons Attribution*, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

(Motta; Leite; Pereira, 2022) e, por conseguinte, causar diversos riscos à saúde humana. A exposição crônica aos agrotóxicos, por exemplo, está relacionada a efeitos como problemas no desenvolvimento intelectual e físico de crianças, anormalidade na produção hormonal, alteração no funcionamento do fígado e dos rins (Instituto Nacional de Câncer, 2024) e alguns tipos de câncer (Rastkari et al., 2024; Norouzi; Alizadeh; Faraji, 2023; Melanda et al., 2022).

Desde 2008, o Brasil se destaca como o maior consumidor de agrotóxicos do mundo (Tavares et al., 2020; Veiga, 2007), tendo comercializado mais de 801 mil toneladas de ingredientes ativos de agrotóxicos somente no ano de 2022 (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2024). Até 26 de maio de 2024, 514 agrotóxicos eram autorizados para uso em território brasileiro pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), enquanto 175 eram proibidos (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024). Dentre os agrotóxicos autorizados, cabe destacar o ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), um princípio ativo de agrotóxico amplamente consumido no Brasil, que ocupou a posição de segundo mais vendido no país em 2022 (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2024).

O 2,4-D é usado para controle de ervas daninhas de folhas largas (United States Environmental Protection Agency, 2024), sendo o primeiro herbicida comercial a ser introduzido no mercado com essa finalidade, na década de 1940 (Islam et al., 2018). O uso do 2,4-D no Brasil é autorizado pela ANVISA para fins agrícolas nas culturas de algodão, arroz, aveia, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, citros, duboisia, eucalipto, milheto, milho, pastagem, soja, sorgo, trigo e triticale, além de fins não agrícolas para capinas químicas em áreas não agrícolas, não florestais e não urbanas (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024).

A exposição ao 2,4-D representa riscos à saúde humana, uma vez que há uma associação positiva entre o 2,4-D e a indução de linfoma não Hodgkin, um tipo de câncer hematológico (Costa; Mello; Friedrich, 2017). De acordo com a *International Agency for Research on Cancer* (IARC), o 2,4-D pertence ao grupo 2B (possivelmente carcinogênico para humanos) de classificação de agentes, indicando que há evidências inadequadas de que o 2,4-D é carcinogênico para humanos e evidências limitadas de que o 2,4-D é carcinogênico para animais (International Agency for Research on Cancer, 2018, 2024). Já a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) atribui ao 2,4-D a classificação no grupo D (não classificado como carcinogênico humano) (United States Environmental Protection Agency, 2022a).

A Portaria N° 888 do Ministério da Saúde (MS), de 4 de maio de 2021, regulamenta o 2,4-D na água potável no Brasil e estabelece para o mesmo o valor máximo permitido (VMP) de 30 µg/L (Brasil, 2021). A Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda também o valor de 30 µg/L (World Health Organization, 2022), o mesmo adotado pela Austrália (National Health and Medical Research Council, 2024). Outros países que monitoram o 2,4-D na água potável, como a Nova Zelândia, os Estados Unidos e Canadá, definem outros VMPs, sendo eles, 40 µg/L, 70 µg/L e 100 µg/L, respectivamente (Health Canada, 2024; New Zealand, 2022; United States Environmental Protection Agency, 2018). Adicionalmente, cabe salientar que a União Europeia (UE) não legisla um VMP específico para o 2,4-D na água potável na Europa, haja vista que a UE possui um valor de 0,1 µg/L para qualquer agrotóxico individual ou metabólito e um valor de 0,5 µg/L para a soma de todos os agrotóxicos individuais encontrados na água potável (European Union, 2020). Tais valores estabelecidos pela UE baseiam-se numa decisão política para manter os agrotóxicos fora da água potável. Portanto, não levam em consideração a ciência relacionada com cada agrotóxico, como os efeitos na saúde (Health Canada, 2022).

Assim, devido a relevância dos agrotóxicos no Brasil, deve-se sempre estar vigilante sobre a ocorrência e comportamentos dos mesmos nas águas brasileiras. Especificamente, neste estudo, propõe-se estudar a situação do 2,4-D no Brasil, por meio da realização de um diagnóstico do 2,4-D com base na dinâmica ambiental, comercialização, espacialização e concentrações em água bruta e de consumo humano.

MATERIAL E MÉTODOS

Para realizar um diagnóstico representativo do 2,4-D na água bruta e de consumo humano no Brasil, foi elaborada uma metodologia composta por três etapas principais. Conforme ilustrado na Figura 1, o estudo avaliou o 2,4-D considerando: (i) sua dinâmica ambiental, (ii) sua comercialização e distribuição espacial, e (iii) as concentrações reportadas em águas.

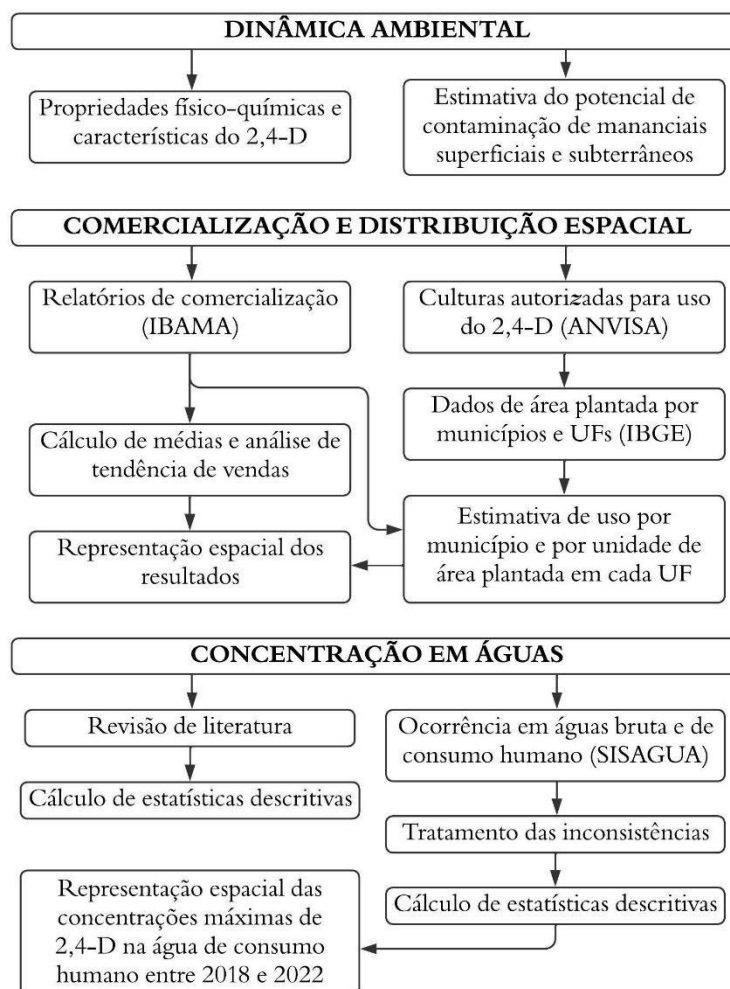


Figura 1. Fluxograma das etapas adotadas na metodologia do presente estudo. Nota: IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária; IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; UF: Unidade Federativa; SISAGUA: Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.

Dinâmica ambiental do 2,4-D

A dinâmica ambiental do 2,4-D foi analisada segundo os parâmetros: Koc – coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo; solubilidade em água; Kow – coeficiente de partição octanol-água; K_H – constante da Lei de Henry; DT_{50} solo – tempo de meia-vida no solo; DT_{50} água e hidrólise – tempo de meia-vida na água e devido à hidrólise; K_H'/Kow – relação entre a constante de Henry adimensional e o coeficiente de partição octanol-água, na qual indica que mesmo para substâncias consideradas voláteis, caso essa seja hidrofóbica, poderá não ocorrer a volatilização.

A estimativa do potencial de contaminação de águas superficiais (associada a dissociação em água ou associado ao sedimento) e subterrâneas foi feita com a utilização, respectivamente, da metodologia de Goss (1992) e índice de GUS (Gustafson, 1989). Tais metodologias baseiam-se nos dados de Koc, DT_{50} no solo e solubilidade em água, nas quais classificam os compostos com potencial de contaminação alto, médio e baixo. O índice de GUS ainda possui a classificação muito baixo. Os dados primários foram retirados da IUPAC - *International Union of Pure and Applied Chemistry* (2024).

Comercialização e distribuição espacial do 2,4-D no Brasil

A comercialização do 2,4-D foi avaliada por meio dos relatórios disponibilizados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) no período de 2009 a 2022 (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2024). A partir dos dados de comercialização do 2,4-D foram calculadas médias anuais em toneladas e percentuais médios anuais para as cinco macrorregiões do Brasil e para as 27 unidades federativas (UFs) brasileiras: Acre

(AC), Alagoas (AL), Amapá (AP), Amazonas (AM), Bahia (BA), Ceará (CE), Distrito Federal (DF), Espírito Santo (ES), Goiás (GO), Maranhão (MA), Mato Grosso (MT), Mato Grosso do Sul (MS), Minas Gerais (MG), Pará (PA), Paraíba (PB), Paraná (PR), Pernambuco (PE), Piauí (PI), Rio de Janeiro (RJ), Rio Grande do Norte (RN), Rio Grande do Sul (RS), Rondônia (RO), Roraima (RR), Santa Catarina (SC), São Paulo (SP), Sergipe (SE) e Tocantins (TO). Adicionalmente, foi verificado se a distribuição dos dados de comercialização de 2,4-D se ajustaria a uma distribuição normal, para tanto foi utilizado o teste de aderência de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965). Verificada a não normalidade dos dados de comercialização, optou-se pela utilização do teste não-paramétrico de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1955) para realizar as análises de tendências de vendas para o Brasil e para as unidades federativas. Destaca-se que ambos testes estatísticos foram realizados a 95% de confiança, no *software* ProUCL 5.2 da USEPA (United States Environmental Protection Agency, 2022b).

As culturas nas quais o uso do 2,4-D é autorizado no Brasil foram verificadas a partir do Pannel de Monografias de agrotóxicos disponibilizado pela ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024). Ademais, foi realizada uma consulta sobre a Produção Agrícola Municipal no Sistema do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de Recuperação Automática (SIDRA) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2024), do qual foram extraídos os dados de área plantada de lavouras temporárias por município e em cada UF brasileira, no período de 2009 a 2022. A partir das informações obtidas, foi realizada uma comparação entre as informações da ANVISA e do IBGE, a fim de determinar para quais culturas havia dados de área plantada e o uso do 2,4-D é autorizado. Dessa forma, foram consideradas as áreas plantadas dos seguintes cultivos agrícolas: algodão, arroz, aveia, cana-de-açúcar, centeio, cevada, milho, soja, sorgo, trigo e triticale. Posteriormente, utilizou-se o *software* MS Excel para realizar a tabulação dos dados de área plantada (medida em hectare) de cada município e UF.

A estimativa da quantidade de 2,4-D (kg e ton.) por município para cada ano foi calculada a partir da multiplicação dos dados de comercialização de 2,4-D da UF ao qual cada município pertence pela razão entre a soma da área plantada nesse município e a área plantada da sua UF. Nesse contexto, cabe salientar que os dados de comercialização do 2,4-D são relativos às UFs brasileiras, e, portanto, a razão anteriormente citada se baseia na proporcionalidade entre área plantada das culturas selecionadas e comercialização do 2,4-D para estimar a quantidade (em kg e em ton.) de 2,4-D por município para cada ano. Adicionalmente, realizou-se uma estimativa da quantidade de 2,4-D utilizado por unidade de área plantada em cada UF (medida em kg/ha) também para cada ano do período de estudo. Para isso, foram utilizados os dados de comercialização do 2,4-D (em kg e em ton.) divididos pela área plantada (em ha) da soma das culturas em que o 2,4-D é aplicado de cada UF.

A representação espacial das vendas de 2,4-D nos estados e municípios brasileiros para o ano de 2022 foi realizada no *software* QGIS 3.16. Os limites territoriais utilizados para a confecção dos mapas foram obtidos do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022).

Concentração do 2,4-D no Brasil

Revisão de literatura

Uma revisão de literatura foi realizada, a fim de avaliar a ocorrência do ingrediente ativo 2,4-D em águas superficiais, subterrâneas e de consumo humano no Brasil. A busca na literatura foi realizada utilizando-se as bases de dados *Web of Science* (<https://www.webofscience.com/>), *Scopus* (<https://www.scopus.com/>) e *Science Direct* (<https://www.sciencedirect.com/>). Em cada uma dessas, buscou-se nos títulos, resumos e palavras-chave dos artigos os seguintes termos em inglês: (2,4-D AND (surface AND water OR groundwater OR drinking AND water) AND Brazil; e (2,4-Dichlorophenoxyacetic acid) AND (surface AND water OR groundwater OR drinking AND water) AND Brazil. As buscas foram filtradas, de modo que foram considerados para a realização da revisão os artigos em inglês ou português cuja data de publicação era entre o ano de 2018 e 14 de novembro de 2023, a fim de possibilitar a comparação temporal em relação aos dados oriundos da base de dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA).

A partir dos resultados obtidos nas bases de dados, realizou-se a triagem dos artigos utilizando o *software* MS Excel, a qual teve início com a remoção das replicatas. Posteriormente, a leitura dos títulos e resumos, seguida pela leitura completa dos artigos. Para esta revisão, os critérios de seleção utilizados foram artigos que relatassem a concentração do 2,4-D em matrizes de águas superficiais, subterrâneas e de consumo humano no Brasil. Além disso, foram excluídos artigos de revisão e dados secundários de concentração. Por fim, realizou-se a extração de dados dos artigos selecionados e tabulação das informações relevantes das amostras, como sua matriz, métodos de separação e detecção, município, UF,

limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ) e concentração do 2,4-D. Para a análise estatística descritiva dos dados de concentração do 2,4-D da literatura, substituiu-se os dados censurados à esquerda reportados como menores que LD ou LQ, por $\frac{1}{2}$ de LD e $\frac{1}{2}$ de LQ, respectivamente (European Food Safety Authority, 2024; Gomes et al., 2022, 2023; Mikkonen et al., 2018).

Ocorrência com base nos dados do SISAGUA

Os dados de concentração de 2,4-D em águas no Brasil foram obtidos por meio do SISAGUA (Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano, 2024) para o período de 2018 a 2022. De posse dos dados do SISAGUA, foi realizada a tabulação dos dados de concentração de 2,4-D para o Brasil, selecionando os dados de 2,4-D em água bruta (ponto de captação) e água de consumo humano (saída do tratamento, ponto de consumo e rede de distribuição). Como os dados do SISAGUA são registrados manualmente pelos prestadores de serviços de abastecimento de água no sistema, essa base de dados pode conter algumas inconsistências. Nesse sentido, foi realizada uma análise de consistência do conjunto de dados obtidos no SISAGUA para avaliar a ocorrência de 2,4-D em águas brasileiras. As etapas dessa análise de consistência estão resumidamente apresentadas na Figura 2.

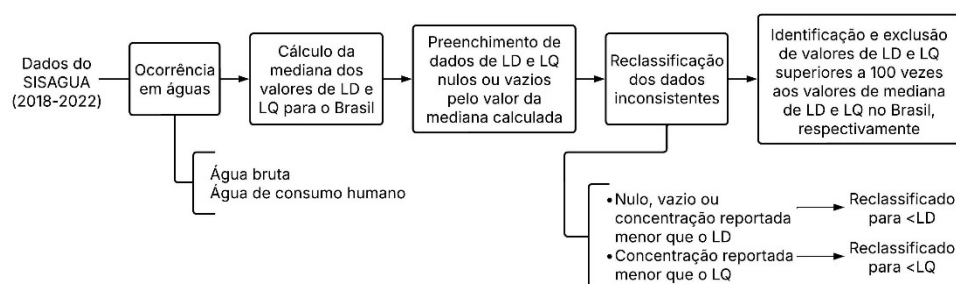


Figura 2. Esquema metodológico para análise de consistência dos dados do SISAGUA. Nota: LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação; SISAGUA: Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.

Ressalta-se que a metodologia para o preenchimento dos dados de LD e LQ nulos ou vazios pela mediana e a exclusão dos valores de LD e LQ seguiu o tratamento de dados realizado pela *European Food Safety Authority* (EFSA) (European Food Safety Authority, 2024).

Para a utilização dos dados de ocorrência de 2,4-D em águas, consideraram-se os dados quantificados de concentração e dados censurados. Para os dados censurados à esquerda, ou seja, aqueles classificados como inferiores aos LDs e LQs do método analítico, a utilização dos dados se deu pelo método de substituição (European Food Safety Authority, 2024; Gomes et al., 2023; Gomes et al., 2022; Mikkonen et al., 2018).

Com o intuito de identificar regiões com maior ocorrência e considerando a limitação da base de dados que faz análises semestrais de acordo com a Portaria N° 888/2021 (Brasil, 2021), selecionaram-se as maiores concentrações reportadas por município na água de consumo humano de 2018 a 2022. A representação espacial das concentrações de 2,4-D nos estados e municípios brasileiros foi realizada no *software* QGIS 3.16.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

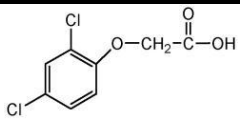
Dinâmica ambiental do 2,4-D

A dinâmica ambiental do herbicida 2,4-D pode ser descrita por meio das suas características e propriedades físico-químicas, que se encontram dispostas na Tabela 1. No solo, o tempo de meia vida desse composto é baixo, variando de 4 a 7 dias, podendo ser de até seis semanas em solos ácidos (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2024; Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022). Com valores de Koc reportados na ordem de 20 mL/g, 39,3 mL/g e 136 mL/g (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2024; New Zealand, 2019), é esperado que sua mobilidade no solo varie de móvel a moderadamente móvel (Sabin, 2007), a depender das características do solo e da formulação do herbicida (Ordaz-Guillén et al., 2014). Na água, o tempo de meia vida é de 7,7 dias, indicando se tratar de uma substância que é degradada de forma moderadamente rápida nessa matriz, no entanto, possui DT₅₀ devido à hidrólise estável (International

Union of Pure and Applied Chemistry, 2024). Por outro lado, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) reportou que em meio aquático a degradação do 2,4-D é mais lenta, com valores médios de DT₅₀ variando entre 10 e 15 dias (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022). Já Ordaz-Guillén et al. (2014) citaram que o DT₅₀ na água pode variar de 10 a 50 dias, podendo permanecer por mais tempo caso essa matriz seja pobre em nutrientes. Além disso, o 2,4-D é altamente solúvel em água, na ordem de 24300 mg/L (a 20°C) (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2024). Portanto, embora seja móvel no solo e tenha baixa afinidade de ligação em solos minerais e sedimentos, esse IA apresenta altas taxas de mineralização, o que reduz o potencial do 2,4-D atingir as águas subterrâneas (New Zealand, 2019), resultando em um baixo índice de GUS (Gustafson, 1989). Ademais, o 2,4-D apresenta baixo potencial de contaminação de águas superficiais associado ao solo e sedimento, e médio devido à sua dissolução em água (Goss, 1992).

O 2,4-D pode ser liberado no ar durante a sua fabricação e em aplicações por spray, podendo ser removido por reações de foto-oxidação ou por precipitação com DT₅₀ inferior a 1 dia (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022). Cabe ainda ressaltar, que seu valor de log Kow de -0,82 (Tabela 1), indica se tratar de um composto altamente hidrofílico (Rogers, 1996; ter Laak et al., 2005). Quanto ao seu potencial de volatilização, o valor da constante de Henry adimensional inferior a 10⁻⁴ (1,64 x 10⁻⁹) implica em uma volatilização insignificante (Stenstrom et al., 1989).

Tabela 1. Propriedades físico-químicas e características do 2,4-D.

Propriedades	Valor	Propriedades	Valor
Fórmula estrutural ^(a)		Kow ^(a)	0,15
Fórmula química ^(a)	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	K _H '/Kow	1,08 x 10 ⁻⁸
Nº CAS ^(a)	94-75-7	Superfície de tensão a 20°C (mN/m) ^(a)	70,5
Grupo químico ^(b)	Ácido ariloxialcanóico	DT ₅₀ água (dias) ^(a)	7,7
Classe ^(b)	Herbicida	DT ₅₀ hidrólise (dias) ^(a)	Estável
Massa molecular (g/mol) ^(a)	221,04	DT ₅₀ solo (dias) ^(a)	4,4
pKa a 25°C ^(a)	3,40	Solubilidade em água a 20°C (mg/L) ^(a)	24300
K _H a 25°C (atm.m ³ /mol) ^(a)	4,00 x 10 ⁻¹¹	Vapor de pressão a 20°C (mPa) ^(a)	0,009
K _H ' ^(c)	1,64 x 10 ⁻⁹	GUS ^(d)	Baixo
Koc (mL/g) ^(a)	39,3	Goss associado ao solo e sedimento ^(e)	Baixo
log Kow (pH 7 a 20°C) ^(a)	-0,82	Goss dissolvido em água ^(e)	Médio

K_H: constante de Henry; K_H': constante de Henry adimensional; Kow: coeficiente de partição octanol/água; pKa: log negativo da constante de dissociação ácida (Ka); DT₅₀: tempo de meia vida; GUS: *Groundwater Ubiquity Score*, indica o potencial de contaminação de águas subterrâneas; GOSS: indica o potencial de contaminação de águas superficiais. (a) IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2024); (b) ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024); (c) K_H' = K_H/(RT), onde R é a constante da lei universal dos gases (0,00008205 atm.m³/mol.K) e T é a temperatura em Kelvin (298,15K para 25°C) (Metcalf, 2016); (d) Gustafson (1989); (e) Goss (1992). **Valores de referência:** *GUS*: GUS = log (DT₅₀ solo) × (4 - log (Koc)). (GUS < 0) ou (solubilidade em água < 1,0 mg/L e DT₅₀ solo ≤ 1d): muito baixo; GUS ≤ 1,8: baixo potencial; 1,8 < GUS < 2,8: médio potencial; GUS ≥ 2,8: alto potencial. **GOSS associado ao solo e sedimento:** (DT₅₀ solo ≤ 1d) ou (DT₅₀ solo ≤ 2d e Koc ≤ 500 mL/g) ou (DT₅₀ solo ≤ 4d e Koc ≤ 900 mL/g e solubilidade em água ≥ 0,5 mg/L) ou (DT₅₀ solo ≤ 40d e Koc ≤ 500 mL/g e solubilidade em água ≥ 0,5 mg/L) ou (DT₅₀ solo ≤ 40d e Koc ≤ 900 mL/g e solubilidade em água ≥ 2,0 mg/L): baixo potencial; (DT₅₀ solo ≥ 40d e Koc ≥ 1000 mL/g) ou (DT₅₀ solo ≥ 40d e Koc ≥ 500 mL/g e solubilidade em água ≤ 0,5 mg/L): alto potencial; aqueles que não se enquadraram em baixo ou alto: médio potencial. **GOSS dissolvido em água:** (Koc ≥ 100000 mL/g) ou (Koc ≥ 1000 mL/g e DT₅₀ solo ≤ 1d) ou (solubilidade em água < 0,5 mg/L e DT₅₀ solo < 35d): baixo potencial; (solubilidade em água ≥ 1,0 mg/L e DT₅₀ solo > 35d e Koc < 100000 mL/g) ou (solubilidade em água ≥ 10 mg/L e solubilidade em água < 100 mg/L e Koc ≤ 700 mL/g): alto potencial; aqueles que não se enquadraram em baixo ou alto: médio potencial. **Solubilidade em água:** solubilidade em água ≤ 50 mg/L: baixa; 50 mg/L < solubilidade em água < 500 mg/L: moderada; solubilidade em água ≥ 500 mg/L: alta (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2024). **Mobilidade no solo:** Koc < 15 mL/g: muito móvel; 15 mL/g < Koc < 75 mL/g: móvel; 75 mL/g < Koc < 500 mL/g: moderadamente móvel; 500 mL/g < Koc < 4000 mL/g: ligeiramente móvel; Koc > 4000 mL/g: imóvel (Sabin, 2007). **Hidrofiliidade/potencial de sorção em matéria orgânica e lipídios:** log Kow < 2,5: alta hidrofiliidade e baixo potencial de sorção; 2,5 < log Kow < 4,0: médio potencial de sorção; log Kow > 4,0: alta hidrofobicidade e alta potencial de sorção (Rogers, 1996; ter Laak et al., 2005). **Potencial de volatilização:** K_H' < 10⁻⁴: insignificante (Stenstrom et al., 1989). K_H'/Kow < 10⁻⁹: insignificante mesmo se K_H' > 10⁻⁴ (Rogers, 1996).

Comercialização e distribuição espacial do 2,4-D no Brasil

O quantitativo total comercializado de 2,4-D por ano no Brasil entre 2009 e 2022 é retratado na Figura 3.a. O 2,4-D apresentou tendência temporal de aumento de vendas no país a 5% de significância pelo teste de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1955), saindo de um valor de 12.116 toneladas comercializadas no ano de 2009 para 65.357 toneladas em 2022, com média anual de 43.267 toneladas

(n = 14). Considerando o mesmo período, os estados que obtiveram os maiores percentuais médios de vendas de 2,4-D foram, respectivamente: MT (15,9%), PR (12,5%), SP (11,8%) e RS (11,3%). No entanto, RJ apresentou o menor valor médio, de -40 toneladas, esse valor se deve ao fato de nos anos de 2021 (-217 ton.) e 2022 (-1.120 ton.) terem sido reportadas para o estado vendas de 2,4-D negativas, significando que houve retorno de 2,4-D à indústria/estoque (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2024).

Além de ser o ano com dados mais recentes de comercialização divulgados pelo IBAMA, 2022 é o ano que mais se comercializou 2,4-D no país (Figura 3.b). Destaca-se que 22 UFs apresentaram tendência de acréscimo de vendas, enquanto, AP, PE, AL, ES e RJ não apresentaram tendência de crescimento ou diminuição da comercialização de 2,4-D a 95% de confiança.

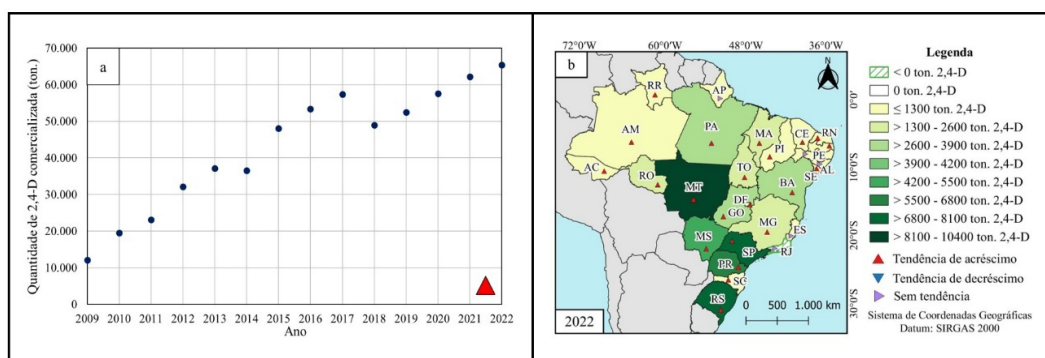


Figura 3. Comercialização de 2,4-D no Brasil e a tendência da comercialização: a) de 2009 a 2022; e b) por estados no ano de 2022 com discriminação da tendência de comercialização entre 2009 e 2022.

Com base na metodologia desenvolvida foi realizada uma estimativa da área plantada com culturas autorizadas para o uso do 2,4-D no Brasil. Assim, ressalta-se que pode haver regiões com produção maior ou menor do que a estimada por essa metodologia, uma vez que nem todas as culturas plantadas podem usar o 2,4-D. Ou ainda, existem culturas em que o 2,4-D possui uso autorizado pela ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024) e que não havia dados de área plantada disponíveis na base do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2024), caso que ocorreu para as culturas de café, citros, duboisia, eucalipto, milheto e pastagem.

Considerando o período de 2009 a 2022, verifica-se um aumento do uso de 2,4-D por área cultivada ao longo dos anos no Brasil (Figura 4.a), sendo que nos últimos três anos esse se manteve aproximadamente com 0,8 Kg 2,4-D/ha, superior à média de 0,65 Kg 2,4-D/ha. O uso de 2,4-D por área cultivada foi maior na Região Norte (média de 2,8 kg 2,4-D/ha) com destaque para o AC com média de 9,2 Kg/ha e uso de 2,4-D de 16,2 Kg/ha somente em 2022 (Figura 4.b). Nesse contexto, nota-se que a produção do AC se baseia na agricultura familiar, com destaque para as culturas de mandioca, milho, arroz e feijão (Santos et al., 2020), sendo que dessas a aplicação de 2,4-D é autorizada para o milho e o arroz. As Regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste permaneceram em torno da média do Brasil nos últimos anos, com exceção do ES que teve o uso do 2,4-D/ha acima da média nacional com 3,2 kg/ha em 2022 e RJ com -17,9 kg/ha, visto que esse estado teve retorno de produtos com 2,4-D em sua formulação para o estoque/indústria em 2022. Cabe ressaltar que no ES, a cana-de-açúcar e o café representam as maiores produções agrícolas do estado (Leite et al., 2021). Portanto, como o café não está listado nos dados de área plantada do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2024), tal fato pode ter elevado o uso de 2,4-D/ha nesse estado.

Há uma dificuldade em se obter o quantitativo comercializado de agrotóxicos por municípios, visto que a Lei Nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023 aponta a obrigatoriedade de envio dos dados no âmbito estadual (Brasil, 2023). Portanto, essa metodologia traz esse diferencial, que permite identificar municípios/regiões com maior uso, direcionar estudos e cruzar bases de dados. Todavia, deve-se ter cautela visto as limitações da metodologia.

A estimativa da comercialização do 2,4-D em relação aos municípios possibilitou a análise da distribuição espacial de uso desse agrotóxico nas macrorregiões brasileiras, no ano de 2022. Na região Norte, nota-se que os municípios com maiores quantitativos de comercialização estão localizados no estado do PA (Figura 5.a), sendo eles Paragominas (526 ton.), Santana do Araguaia (455 ton.) e Dom Eliseu (375 ton.). Já no Nordeste, os maiores valores ocorreram no oeste da região, nos municípios próximos à divisa com o Norte (Figura 5.b), com destaque para São Desidério (581 ton.) e Formosa do Rio Preto (533 ton.), ambos localizados no estado da BA. Em contrapartida, é perceptível que na maior parte do Nordeste há a predominância das faixas inferiores a 10 ton. de 2,4-D, o que representa cerca de 95% dos municípios desta região.

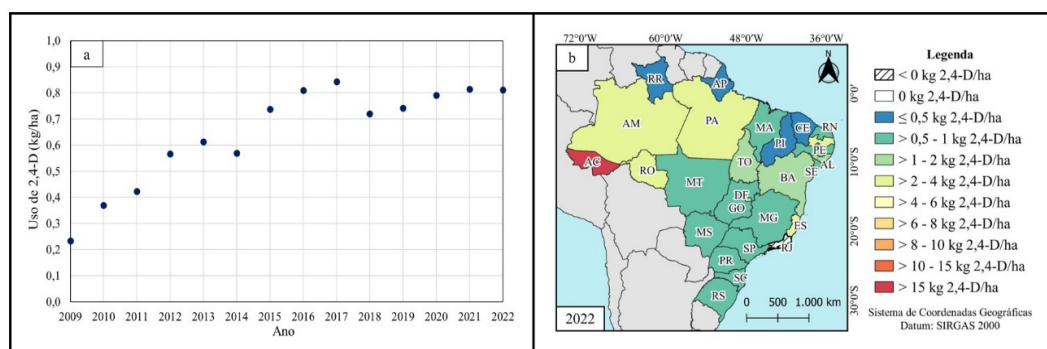


Figura 4. Uso do 2,4-D por ha no Brasil: a) de 2009 a 2022; e b) por estados no ano de 2022.

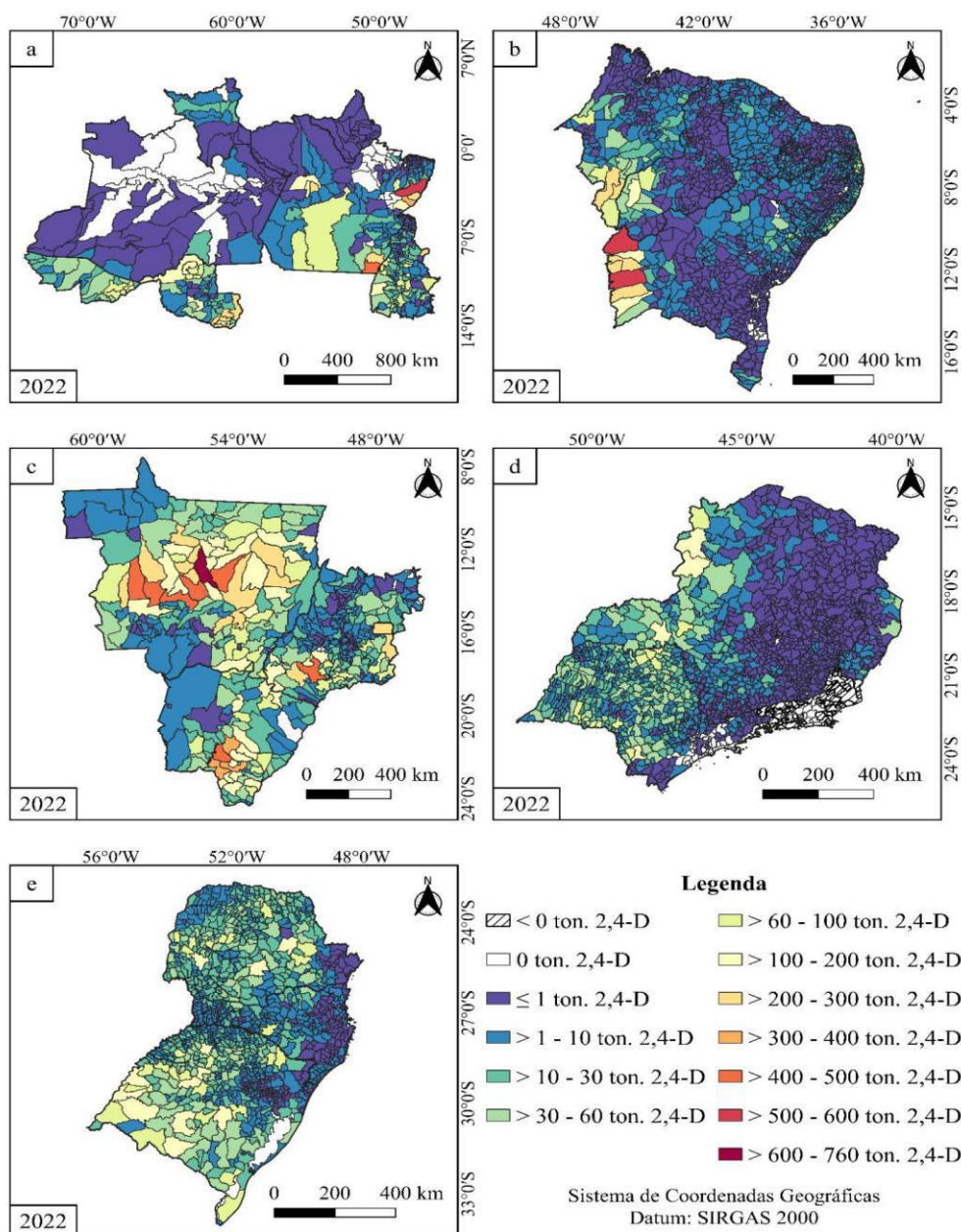


Figura 5. Estimativa de uso do 2,4-D por municípios nas diferentes regiões do Brasil: a) Norte; b) Nordeste; c) Centro-Oeste; d) Sudeste; e) Sul.

O Centro-Oeste foi a macrorregião para a qual obteve-se a maior quantidade de municípios com os valores elevados de uso do 2,4-D (Figura 5.c), sendo que 57 dos 467 municípios da região apresentaram estimativa de comercialização maior que 100 ton. de 2,4-D. Dentre esses, Sorriso (MT), apresentou o maior quantitativo comercializado não somente do Centro-Oeste, mas também do Brasil, de 651 ton. de 2,4-D. Ademais, outros municípios de destaque da região Centro-Oeste foram: Maracaju (MS) (433 ton.), Campo Novo do Parecis (MT) (443 ton.), Rio Verde (GO) (432 ton.), Sapezal (MT) (412 ton.), Nova Ubiratã (MT) (408 ton.), Diamantino (MT) (407 ton.) e Nova Mutum (MT) (401 ton.).

No Sudeste, os maiores quantitativos estimados foram em Itapeva (SP) (161 ton.), Unaí (MG) (158 ton.), Uberaba (MG) (144 ton.) e Paracatu (MG) (104 ton.). Ademais, para a maior parte dos municípios da região os valores prevaleceram nas faixas de 0 até 1 ton. (Figura 5.d). Essa região diferenciou-se das demais por ser a única a apresentar valores inferiores a zero, fato que ocorreu para 3% de seus municípios e foi resultado do saldo estadual de comercialização negativo do RJ.

Adicionalmente, 12 municípios do Sul apresentaram uso estimado do 2,4-D entre 100 e 200 ton., o que corresponde à faixa mais elevada desta macrorregião (Figura 5.e). Desses, os mais altos ocorreram em Tupanciretã (143 ton.), Dom Pedrito (141 ton.), Palmeira das Missões (133 ton.) e São Gabriel (127 ton.), todos pertencentes ao RS.

Concentração do 2,4-D no Brasil

Revisão de literatura

A pesquisa nas bases de dados resultou em um total de 684 artigos, sendo oito artigos selecionados ao final da revisão. Um resumo dos resultados obtidos em cada etapa da triagem se encontra indicado na Figura 6. Ressalta-se que nenhum dos artigos selecionados reportaram dados para as matrizes de água subterrânea ou de consumo humano, apresentando concentrações de 2,4-D apenas em águas superficiais. Nessa matriz, 24 municípios apresentaram concentrações de 2,4-D reportadas, estando esses distribuídos entre as 10 UF's a seguir: AP, AM, ES, MA, MS, PA, PR, RS, SC e SP (Madeira et al., 2023; Viana et al., 2023; Marsolla et al., 2022; Mollmann et al., 2022; Rico et al., 2022; Vieira et al., 2022; Lima et al., 2020; Chaves et al., 2018).

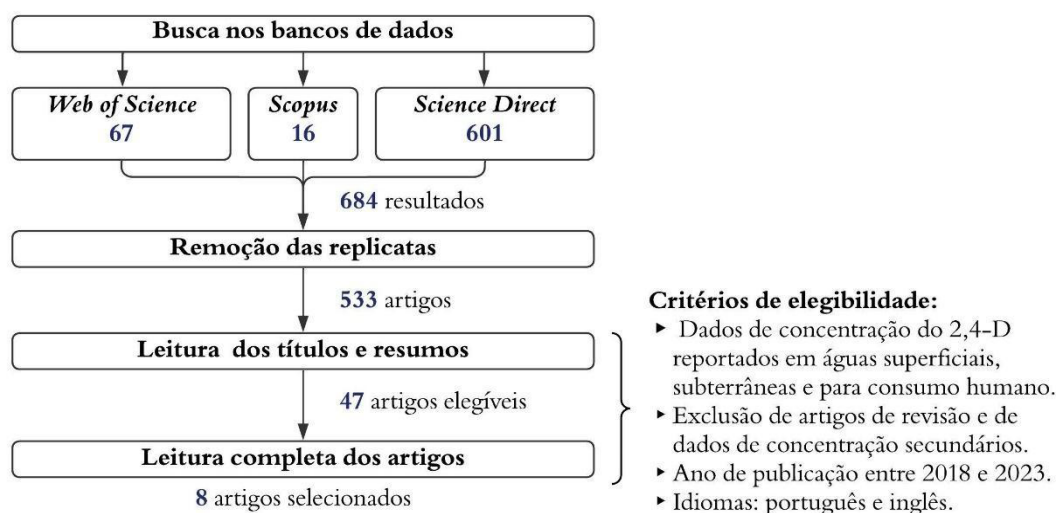


Figura 6. Fluxograma das etapas e resultados obtidos na revisão de literatura.

As concentrações de 2,4-D reportadas na literatura em águas superficiais brasileiras variaram entre 0,00025 µg/L e 88,73 µg/L, com uma mediana de 0,04 µg/L, condizente com o reportado pela IARC (International Agency for Research on Cancer, 2018) de 0,05 µg/L e média de 4,24 µg/L (N = 122). Uma concentração próxima a essa média foi relatada na cidade de Piracicaba, em SP, com valor de 4,20 µg/L. Nesta região, há predominância de áreas rurais com presença de agricultura, pastagens e plantações, e apenas 77% das águas residuárias são tratadas. Nessa mesma pesquisa, o 2,4-D apresentou frequência de 100% de detecção nas amostras, com concentrações reportadas entre 0,024 µg/L e 5,443 µg/L. De

acordo com os autores, a ampla ocorrência do 2,4-D nas águas superficiais é atribuída à sua baixa adsorção no solo, o que ocasiona em sua alta mobilidade no ambiente (Madeira et al., 2023).

Além disso, obteve-se 68,03% de dados censurados, frequência de detecção de 2,4-D de 63,93% e o valor do percentil 95° foi de 27,32 µg/L. Mollmann et al. (2022) reportaram 37 amostras com concentrações de 2,4-D inferiores ao LQ. Nesse estudo, foi realizada uma análise da ocorrência do 2,4-D em corpos hídricos localizados dentro e nas proximidades de quatro áreas protegidas da Mata Atlântica, em SC e RS. Como resultado, obteve-se que aproximadamente 97% dos dados são censurados. As concentrações quantificadas foram reportadas nos municípios de Urubici, com 0,08 µg/L, e Rio Rufino, com 0,098 µg/L (Mollmann et al., 2022).

O VMP de 30 µg/L para água destinada ao consumo humano do 2,4-D foi excedido em 4,92% dos dados, sendo que todas as ultrapassagens do VMP e valores próximos ao percentil 95° ocorreram em amostras do Rio Guaporé, no RS, que foi o quarto estado na média de comercialização nacional. A justificativa apresentada pelos autores para as elevadas concentrações do 2,4-D em tais amostras consiste na presença de uma intensa atividade agrícola para a produção de soja e cereais de inverno nessa região, além da técnica de amostragem passiva utilizada ter apresentado concentrações significativamente superiores em relação à amostragem instantânea (Lima et al., 2020). Nesse sentido, vale destacar que o uso 2,4-D para soja é autorizado pela ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2024) e essa cultura possui uma média anual de aproximadamente 5,2 milhões de hectares de área plantada no RS, considerando o período de 2009 a 2022. Os resultados obtidos na revisão realizada se encontram na Tabela 2.

Ademais, ressalta-se o baixo número de estudos encontrados na revisão de literatura, bem como a falta de dados no estado do MT que possui a maior média de comercialização e maior média de área plantada de culturas com uso autorizado de 2,4-D (13,7 milhões de hectares).

Tabela 2. Resultados da revisão de literatura.

Local	Ano de coleta das amostras	Nº de dados	LD (µg/L)	LQ (µg/L)	Faixa de ocorrência (µg/L)	Frequência de detecção (%)	Referência
AM	2019	8	0,0005	0,001	ND - 0,004	37,5	Rico et al. (2022)
PA	2019	8	0,0005	0,001	ND - 0,005	50,0	Rico et al. (2022)
AP	2019	4	0,0005	0,001	ND	0,0	Rico et al. (2022)
SP	2021	15	NI	0,001	0,024 - 5,443	100,0	Madeira et al. (2023)
PR	2018 e 2019	1	NI	0,05	<LQ	100,0	Vieira et al. (2022)
RS	2014	17	1	NI	ND - 88,732	88,2	Lima et al. (2020)
ES	NI	1	3,63	NI	<LD	0,0	Marsolla et al. (2022)
MA	2017	1	1,5	5	ND	0,0	Chaves et al. (2018)
SC	2020 e 2021	30	0,024	0,08	<LD - 0,098	73,3	Mollmann et al. (2022)
RS	2020 e 2021	36	0,024	0,08	<LD - <LQ	47,2	Mollmann et al. (2022)
MS	2020	1	0,001	0,005	<LQ	100,0	Viana et al. (2023)

Nota: LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação; ND: não detectado; NI: não informado.

Ocorrência com base nos dados do SISAGUA

As concentrações em água do 2,4-D são normalmente menores que 0,5 µg/L (World Health Organization, 2022). Nos estudos consultados pela IARC (International Agency for Research on Cancer, 2018), a faixa de ocorrência foi de não detectado a 14,4 µg/L, dentro da faixa reportada neste estudo, enquanto na água de consumo humano da Austrália foi de 0,02 a 34 µg/L (National Health and Medical Research Council, 2024). No Brasil, a faixa de ocorrência foi de 0,0000015 a 100 µg/L (Tabela 3) acima do limite superior das faixas previamente descritas na literatura, mas ao encontro com a revisão realizada nesse estudo. A mediana do Brasil foi de 0,03 µg/L, novamente condizente com o reportado pela IARC (International Agency for Research on Cancer, 2018). O percentil 95° e 99° foi de 5 e 15 µg/L (N = 37231) ambos menores que o VMP estipulado pelo Brasil (30 µg/L). Apesar de uma frequência de detecção e quantificação elevada de 68,6% e 9,9% respectivamente, apenas duas amostras excederam o VMP, localizadas em SP e MG. A estatística descritiva do Brasil, regiões e estados estão na Tabela 3. Dentre os estados, destaque para o MA com a maior porcentagem de dados quantificados (93,1%) e PR com o maior percentil 95° de 15 µg/L. A Região Norte sobressaiu com a maior mediana dentre as regiões e dentre os estados foram BA e SE todos com o valor de 5 µg/L (mediana).

Tabela 3. Estatística descritiva dos dados de concentração do SISAGUA do 2,4-D em água de consumo humano no Brasil no período de 2018 a 2022.

Região	Nº total de dados	Nº de dados quantificados	Dados censurados (%)	Frequência de detecção (%)	Máximo (µg/L)	Percentil 95º (µg/L)	Mediana (µg/L)	Mínimo (µg/L)
Brasil	37231	3696	90,07	68,58	100	5	0,08	0,0000015
Sul	12617	422	96,66	42,99	30	15	0,16	0,000005
Sudeste	18351	2669	85,46	84,35	100	1	0,05	0,0000015
Centro-Oeste	2870	445	84,49	54,46	15	0,08335	0,03	0,0000025
Norte	1388	24	98,27	82,85	15	0,5	0,03	0,000025
Nordeste	2005	136	93,22	95,66	10	5	5,00	0,000025
AC	1	1	0,00	100,00	0,5	0,5	0,50	0,5
AL	17	3	82,35	100,00	1	1	0,05	0,000025
AM	113	0	100,00	100,00	0,025	0,025	0,03	0,025
BA	1641	33	97,99	95,61	10	5	5,00	0,00005
CE	49	0	100,00	95,92	0,25	0,25	0,25	0,025
ES	396	48	87,88	72,47	1,15	1	0,25	0,01
GO	64	16	75,00	65,63	1	0,949	0,05	0,0000025
MA	87	81	6,90	98,85	0,085	0,05	0,05	0,025
MG	3352	1829	45,44	95,11	100	1,15	0,05	0,000004
MS	1815	50	97,25	37,69	15	0,08335	0,03	0,00105
MT	991	379	61,76	84,46	15	0,05	0,03	0,000005
PA	183	23	87,43	39,89	15	0,085	0,09	0,025
PI	9	0	100,00	100,00	0,5	0,5	0,03	0,025
PR	5505	270	95,10	32,48	30	15	0,50	0,0005
RJ	620	20	96,77	40,00	7,5	0,15	0,01	0,0000015
RN	1	0	100,00	100,00	0,025	0,025	0,03	0,025
RS	3295	27	99,18	6,13	5	0,16	0,16	0,0005
SC	3817	125	96,73	89,97	15	1	0,05	0,000005
SE	201	19	90,55	94,03	10	10	5,00	0,0125
SP	13983	772	94,48	84,07	50	0,6	0,05	0,0000025
TO	1091	0	100,00	88,27	1	0,5	0,03	0,000025

A Figura 7 contém as regiões com as maiores concentrações reportadas na água de consumo humano no Brasil de 2018 a 2022. De acordo com a mesma, observaram-se regiões com elevada ausência de dados nos municípios, principalmente nas Regiões Norte e Nordeste. Apesar de se observar um aumento no envio de informações pelos municípios ao longo dos anos, em 2018, 80% dos municípios enviaram dados para o SISAGUA e os menores percentuais foram reportados nas Regiões Norte (47%) e Nordeste (67%) (Brasil, 2020), fato que ainda pode ser constatado na Figura 7. Em decorrência da ausência de dados municipais, percebe-se a falta de informações reportadas em alguns estados. Enquanto AC, AP, DF, PB, PE, RN e RO não apresentaram dados relacionados à água bruta, AP, DF, PB, PE, RO e RR não apresentaram quanto à água de consumo humano.

Ao se espacializar os maiores valores reportados pelos municípios, percebe-se duas regiões de destaque, no noroeste do PR e no sudoeste e sul da BA. Estes valores podem ou não ocorrer simultaneamente no mesmo ano, mas demonstram regiões com maior incidência do 2,4-D ao longo do espaço e tempo. Podendo indicar regiões de alerta onde deve-se realizar estudos mais detalhados.

Em relação à água bruta não se verifica uma discrepância entre os dados de água bruta e os de água de consumo humano. A faixa de ocorrência no Brasil é similar (0,0000025 a 100 µg/L) (Tabela 4). Os percentis 95º e 99º da água bruta são menores com 1 e 5 µg/L, respectivamente, e mediana um pouco maior de 0,05 µg/L. Novamente, PR se destacou dentre os estados com o maior percentil 95º de 15 µg/L e o SE com a maior mediana de 5 µg/L.

De fato, a remoção do 2,4-D durante o tratamento convencional de água não é efetiva (Health Canada, 2022; National Health and Medical Research Council, 2024). Vários oxidantes (cloro livre, monocloramina, permanganato, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, ozônio e ultravioleta) em concentrações normalmente reportadas no processo de desinfecção também não foram eficientes na remoção do 2,4-D, remoções inferiores a 20% (Health Canada, 2022). Os estudos de Nam et al. (2014) e Gorza (2012) corroboram tal fato para o cloro, desinfetante mais utilizado no Brasil (Libânio, 2016), com remoções de 2 a 31% do 2,4-D.

Para se obter uma remoção efetiva do 2,4 D recomenda-se a associação do tratamento convencional com carvão ativado, alcançando remoções de 98% e 100% (Brega et al., 2015; Gorza & Coelho, 2015). Segundo a USEPA (United States Environmental Protection Agency, 2016), Health Canada (2022) e a OMS (World Health Organization, 2022), o uso de carvão ativado granular é eficiente na remoção de 2,4-D e produz água tratada contendo aproximadamente 1 µg/L desse herbicida (World Health Organization, 2022).

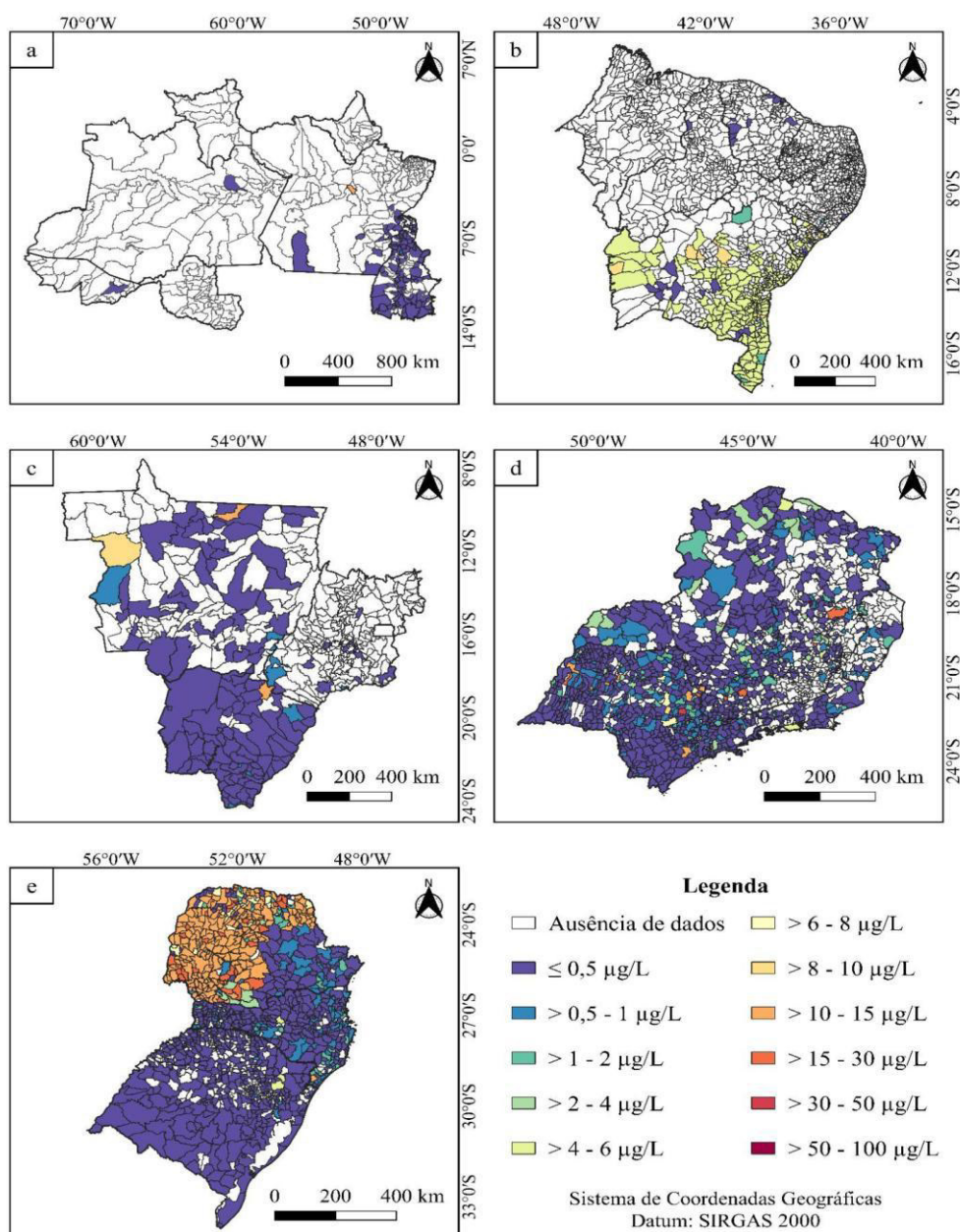


Figura 7. Concentrações máximas de 2,4-D em água de consumo humano por municípios nas diferentes regiões do Brasil entre 2018 e 2022: a) Norte; b) Nordeste; c) Centro-Oeste; d) Sudeste; e) Sul.

Tabela 4. Estatística descritiva dos dados de concentração do SISAGUA do 2,4-D em água bruta no Brasil no período de 2018 a 2022.

Região	Nº total de dados	Nº de dados quantificados	Dados censurados (%)	Frequência de detecção (%)	Máximo (µg/L)	Percentil 95º (µg/L)	Mediana (µg/L)	Mínimo (µg/L)
Brasil	18388	1340	92,71	66,61	100	1	0,05	0,0000025
Sul	6617	189	97,14	43,54	30	1	0,16	0,000075
Sudeste	10193	927	90,91	78,59	100	1	0,05	0,0000025
Centro-Oeste	547	98	82,08	91,04	4	0,25	0,03	0,00005
Norte	761	7	99,08	77,79	15	0,5	0,03	0,000025
Nordeste	270	119	55,93	98,89	15	5	0,09	0,00005
AL	11	4	63,64	100,00	15	8	0,03	0,0025
AM	22	0	100,00	100,00	0,025	0,025	0,03	0,025
BA	43	23	46,51	95,35	2	2	0,17	0,00005
CE	25	0	100,00	100,00	0,25	0,25	0,25	0,05
ES	124	41	66,94	91,94	2	2	0,50	0,001
GO	34	2	94,12	50,00	0,66	0,215735	0,11	0,01
MA	88	82	6,82	100,00	0,05	0,05	0,05	0,025
MG	894	440	50,78	92,84	100	1,3235	0,15	0,00003
MS	88	24	72,73	98,86	1	0,5	0,03	0,002
MT	425	72	83,06	92,71	4	0,25	0,03	0,00005
PA	127	6	95,28	50,39	15	0,5	0,09	0,025
PI	4	0	100,00	100,00	0,5	0,5	0,50	0,025
PR	521	107	79,46	84,45	30	15	1,00	0,00125
RJ	407	8	98,03	15,97	5	0,0675	0,01	0,00005
RR	1	0	100,00	0,00	0,0125	0,0125	0,01	0,0125
RS	3538	40	98,87	17,07	2,4	0,16	0,16	0,0004
SC	2558	42	98,36	71,81	10	1	0,02	0,000075
SE	99	10	89,90	98,99	10	10	5,00	0,0125
SP	8768	438	95,00	79,86	30	0,575	0,05	0,0000025
TO	611	1	99,84	82,82	0,5	0,5	0,03	0,000025

CONCLUSÃO

O 2,4-D possui uma dinâmica ambiental que não favorece a contaminação das águas subterrâneas, todavia dependendo das condições, esse pode contaminar as águas superficiais. Tal fato, aliado ao 2,4-D possuir elevado uso no Brasil reflete na detecção do mesmo nas águas superficiais. Entretanto, de posse da metodologia desenvolvida percebe-se regiões de maior uso como na Região Centro-Oeste e no sudoeste e sul da BA. Esse último coincidente com regiões que tiveram as concentrações máximas do 2,4-D em água de consumo humano dos dados reportados no SISAGUA, com valores mais elevados do que as demais concentrações do Brasil no geral. Outra região que se destacou em relação às concentrações máximas reportadas no SISAGUA foi o noroeste do PR. Esse estado possuiu o maior percentil 95º tanto nos mananciais quanto na água de consumo humano, sendo recomendado estudos mais detalhados nesse estado. A Região Centro-Oeste apresentou muitos municípios os quais não enviaram dados e poucas regiões apresentaram concentrações mais elevadas (comparado com seus pares), contrapondo o elevado uso do 2,4-D em tal região.

De forma geral, percebe-se que as concentrações tanto em mananciais quanto na água de consumo humano, percentil 99º de 5 µg/L e 15 µg/L, respectivamente, se encontram dentro da faixa reportada pela literatura e abaixo do VMP estipulado no Brasil. Alguns valores pontuais ultrapassaram o VMP como amostras no RS, uma em SP e uma em MG.

Apresentando uma frequência de detecção elevada na água de consumo humano (68%), percebe-se a onipresença do 2,4-D no Brasil. Apesar disso, verifica-se que a população brasileira não está exposta a concentrações elevadas na perspectiva da norma de qualidade da água para consumo

humano. Contudo, devido aos fatos apontados por este artigo, deve-se continuar com os estudos e com o monitoramento do 2,4-D no Brasil, uma vez que se trata de um ingrediente ativo com elevada comercialização no país e que há uma carência de estudos publicados sobre sua ocorrência em águas brasileiras, como evidenciado na revisão de literatura.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFJF. À Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da UFJF. Ao CNPq.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. (2024). Monografias de Agrotóxicos. 2024. Recuperado em 26 de maio de 2024, de <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografia>
- Andrade Neto, A. O., & Raiher, A. P. (2024). Impacto socioeconômico da cultura da soja nas áreas mínimas comparáveis do Brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 62(1), e267567. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2022.267567>
- Assunção, T. O. G., Gomes, F. B. R., Brandt, E. M. F., & Pereira, R. O. (2020). Novos agrotóxicos e o padrão de potabilidade da água: dinâmica ambiental e riscos à saúde. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 17, e16. <https://dx.doi.org/10.21168/rega.v17e16>
- Brasil. Ministério da Saúde. (2020). *Indicadores Institucionais do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano 2018*. Brasília, DF.
- Brasil. Ministério da Saúde. (2021). Portaria GM/MS Nº 888/2021, de 4 de maio de 2021. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 7 mai. 2021, Seção 1, n. 85, p. 127.
- Brasil. Presidência da República. Congresso. Senado. (2023). Lei Nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 28 dez. 2023, Seção 1, n. 246, p. 28-33.
- Brega, R. S., Guerra, J. F., & Coelho, E. R. C. (2015). Remoção do Herbicida 2,4-D por Meio do Tratamento Convencional da Águas Associado à Adsorção em Carvão Ativado Granular em Instalação Piloto. In *Anais do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (pp. 1-11). Rio de Janeiro: ABES.
- Chaves, M. J. S., Verbnnen, R. T., Diniz, M. S., Viana, J. L. M., Mendonça, C. J. S., & Franco, T. C. R. S. (2018). Successful and Robustness of 2,4-D Analysis in Surface Waters. *Revista Virtual de Química*, 10(5), 1474-1484. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180100>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB FIT. (2022). *Ficha de Informação Toxicológica. 2,4-D*. Recuperado em 17 de abril de 2024, de <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/24-D.pdf>
- Costa, V. I. B., Mello, M. S. C., & Friedrich, K. (2017). Exposição ambiental e ocupacional a agrotóxicos e o linfoma não Hodgkin. *Saúde em Debate*, 42(112), 49-62. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-1104201711205>
- European Food Safety Authority – EFSA, Di Piazza, G., Dujardin, B., Levorato, S., Medina, P., Mohimont, L., Solazzo, E., & Costanzo, V. (2024). Prioritisation of pesticides and target organ systems for dietary cumulative risk assessment based on the 2019–2021 monitoring cycle. *EFSA Journal*, 22(2), e8554. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8554>
- European Union. (2020). *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) OJ L 435*, 23.12.2020, pp. 1–62 (adopted proposal). Recuperado em 22 de maio de 2024, de <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>
- Gomes, F. B. R., Assunção, T. O. G., Dias, A. C., Castro, S. R., Brandt, E. M. F., & Pereira, R. O. (2023). Assessment of exposure to simazine through drinking waters in Brazil. *Environmental Advances*, 11, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100336>
- Gomes, F. B. R., Assunção, T. O. G., Nicolau, G. B., Cordeiro, P. F., Castro, S. R., Pereira, R. O., & Brandt, E. M. F. (2022). Occurrence of chemical substances in water supply systems of Brazil: a nonparametric approach for statistical analysis of Sisagua data. *Ciência e Natura*, 44, e24. <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X63368>
- Gorza, N. L. (2012). *Remoção de agrotóxicos em uma instalação piloto de tratamento de águas de abastecimento do tipo convencional, associado à pré-oxidação e adsorção em carvão ativado granular* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória.

- Gorza, N. L., & Coelho, E. R. C. (2015). Remoção de contaminantes orgânicos em águas de abastecimento público em estação de tratamento de água convencional, associada à pré-oxidação e adsorção em carvão ativado granular. In *Anais do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (pp. 1-12). Rio de Janeiro: ABES.
- Goss, D. W. (1992). Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. *Weed Technology*, 6, 701-708. <http://dx.doi.org/10.1017/S0890037X00036083>
- Gustafson, D. I. (1989). Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 339-357. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620080411>
- Health Canada. (2022). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid*. Recuperado em 22 de maio de 2024, de <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-2-4-dichlorophenoxyacetic-acid.html>
- Health Canada. (2024). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*. Recuperado em 3 de maio de 2024, de <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality/guidelines-canadian-drinking-water-quality-summary-table.html#t2>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2022). *Malha Municipal*. Recuperado em 10 de abril de 2024, de <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2024). *Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA*. Recuperado em 22 de abril de 2024, de <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612>
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. (2024). *Relatórios de Comercialização*. Recuperado em 13 de abril de 2024, de <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#sobreosrelatorios>
- Instituto Nacional de Câncer – INCA. (2024). *Agrotóxico*. Recuperado em 13 de abril de 2024, de <https://www.gov.br/inca/pt-br/assuntos/causas-e-prevencao-do-cancer/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxico>
- International Agency for Research on Cancer – IARC. (2018). *DDT, Lindane, and 2,4-D*. Lyon, France: International Agency For Research On Cancer, World Health Organization.
- International Agency for Research on Cancer – IARC. (2024). *List of Classifications*. Recuperado em 17 de abril de 2024, de <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications>
- International Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC. (2024). *Pesticides Properties DataBase*. Recuperado em 16 de abril de 2024, de <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/>
- Islam, F., Wang, J., Farooq, M. A., Khan, M. S. S., Xu, L., Zhu, J., Zhao, M., Muñoz, S., Li, Q. X., & Zhou, W. (2018). Potential impact of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on human and ecosystems. *Environment International*, 111, 332-351. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.020>
- Kendall, M. G. (1955). *Rank correlation methods*. (2nd ed.). New York: Hafner Publishing Company.
- Leite, L. C. O. F., Pereira, R. O., & Silva, J. B. G. (2021). Identificação de agrotóxicos prioritários e épocas ideais para seu monitoramento na água: um estudo de caso no Espírito Santo. *HOLOS*, 2, 1-22. <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2021.9893>
- Libânio, M. (2016). *Fundamentos de qualidade e tratamento de água* (4. ed.). Campinas (SP): Editora Átomo.
- Lima, J. A. M. C., Labanowski, J., Bastos, M. B., Zanella, R., Prestes, O. D., Vargas, J. P. R., Mondamert, L., Granado, E., Tiecher, T., Zafar, M., Troian, A., Guet, T. L., & Santos, D. R. (2020). “Modern agriculture” transfers many pesticides to watercourses: a case of study of a representative rural catchment of southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27, 10581-10598. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06550-8>
- Madeira, C. L., Acayaba, R. D., Santos, V. S., Santos, V. S., Villa, J. E. L., Jacinto-Hernández, C., Azevedo, J. A. T., Elias, V. O., & Montagner, C. C. (2023). Uncovering the impact of agricultural activities and urbanization on rivers from the Piracicaba, Capivari, and Jundiaí basin in São Paulo, Brazil: A survey of pesticides, hormones, pharmaceuticals, industrial chemicals, and PFAS. *Chemosphere*, 341, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139954>
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245-259. <http://dx.doi.org/10.2307/1907187>
- Marsolla, L. D., Brito, G. M., Freitas, J. C. C., & Coelho, E. R. C. (2022). Removing 2,4-D micropollutant herbicide using powdered activated carbons: the influence of different aqueous systems on adsorption process.

- Journal of Environmental Science and Health. Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 57, 588-596. <http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2022.2084311>
- Melanda, V. S., Galicioli, M. E. A., Lima, L. S., Figueiredo, B. C., & Oliveira, C. S. (2022). Impact of pesticides on cancer and congenital malformation: a systematic review. *Toxics*, 10(11), 1-18. <https://doi.org/10.3390%2Ftoxics10110676>
- Metcalf & Eddy Inc. (2016). *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos* (5. ed.). Porto Alegre: AMGH.
- Mikkonen, H. G., Clark, B. O., Dasika, R., Wallis, C. J., & Reichman, S. M. (2018). Evaluation of methods for managing censored results when calculating the geometric mean. *Chemosphere*, 191, 412-416. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.038>
- Mollmann, V. H. S., Santos, S., Fernandes, G., Mossolin, E. C., Dalosto, M. M., Cardoso, S. M. V. S., Prestes, O. D., Zanella, R., & Bartoholomei-Santos, M. L. (2022). Terrestrial protected areas do not fully shield their streams from exogenous stressors. *Environmental Conservation*, 49, 215-224. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892922000261>
- Motta, M. B., Leite, L. C. O. F., & Pereira, R. O. (2022). Método de avaliação do potencial de contaminação dos mananciais de abastecimento por agrotóxicos no município de Juiz de Fora (Minas Gerais). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 10(2), 41-57. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.7320694>
- Nam, S. W., Jo, B. I., Yoon, Y., & Zoh, K. D. (2014). Occurrence and removal of selected micropollutants in a water treatment plant. *Chemosphere*, 95, 156-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.08.055>
- National Health and Medical Research Council – NHMRC, & Natural Resource Management Ministerial Council – NRMCC. (2024). *Australian Drinking Water Guidelines 6: version 3.9 Updated December 2024*. Recuperado em 10 de fevereiro de 2025, de <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines#block-views-block-file-attachments-content-block-1>
- New Zealand. Ministry of Health. (2019). *Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand: Volume 3 - Datasheets: chemical and physical determinands, Part 2.3: Pesticides*. Recuperado em 23 de fevereiro de 2022, de <https://www.health.govt.nz/publication/guidelines-drinking-water-quality-management-new-zealand>
- New Zealand. (2022). *Water Services (Drinking Water Standards for New Zealand) Regulations 2022*. Recuperado em 17 de abril de 2024, de <https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/2022/0168/latest/whole.html>
- Norouzi, F., Alizadeh, I., & Faraji, M. (2023). Human exposure to pesticides and thyroid cancer: a worldwide systematic review of the literatures. *Thyroid Research*, 16(13), 1-7. <https://doi.org/10.1186/s13044-023-00153-9>
- Ordaz-Guillén, Y., Galíndez-Mayer, C. J., Ruiz-Ordaz, N., Juárez-Ramírez, C., Santoyo-Tepole, F., & Ramos-Monroy, O. (2014). Evaluating the degradation of the herbicides picloram and 2,4-D in a compartmentalized reactive biobarrier with internal liquid recirculation. *Environmental Science and Pollution Research International*, 21, 8765-8773. Recuperado em 10 de fevereiro de 2025, de <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-2809-8>
- Pathak, V. M., Verma, V. K., Rawat, B. S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., Dewali, S., Yadav, M., Kumari, R., Singh, S., Mohapatra, A., Pandey, V., Rana, N., & Cunill, J. M. (2022). Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology*, 13, 01-29. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962619>
- Rastkari, N., Ahmadkhaniha, R., Soleymani, F., & Ravanipour, M. (2024). Pesticide residues in drinking water treatment plants and human health risk assessment: a case study from Northern Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 46(68), <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-024-01878-8>
- Rico, A., Oliveira, R., Nunes, G. S. S., Rizzi, C., Vila, S., Vizioli, B. C., Montagner, C. C., & Waichman, A. V. (2022). Ecological risk assessment of pesticides in urban streams of the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 291, 1-9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132821>
- Rogers, H. R. (1996). Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. *The Science of the Total Environment*, 185, 3-26. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05039-5](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(96)05039-5)
- Sabin, G. P. (2007). *Desenvolvimento e validação de método utilizando SPE e CG-MS para a determinação multirresíduo de pesticidas em água potável* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul.
- Santos, C. M. N., Borges, T. O. M., Santos, S. J. M., Marques, A. G. A. C., Marques, D. A., & Pinto, W. J. (2020). Acre e Rondônia: comparativo de casos de intoxicações por agrotóxicos, produção agrícola e perfil

- sociodemográfico. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 37(1), 1-10. <http://dx.doi.org/10.35977/0104-1096.cct2020.v37.26483>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611. <http://dx.doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>
- Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano - SISAGUA. (2024). *Conjunto de dados. SISAGUA - Controle semestral*. Recuperado em 25 de abril de 2024, de <https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/sisagua-controle-semestral>
- Stenstrom, M. K., Cardinal, L., & Libra, J. (1989). Treatment of hazardous substances in wastewater treatment plants. *Environmental Progress*, 8(2), 107-112. <https://doi.org/10.1002/ep.3300080214>
- Tavares, D. C. G., Shinoda, D. T., Moreira, S. S. C., & Fernandes, A. C. (2020). Utilização de agrotóxicos no Brasil e sua correlação com intoxicações. *Revista S&G*, 15(1), 2-10. <https://doi.org/10.20985/1980-5160.2020.v15n1.1532>
- ter Laak, T. L., Durjava, M., Struijs, J., & Hermens, J. L. M. (2005). Solid phase dosing and sampling technique to determine partition coefficients of hydrophobic chemicals in complex matrices. *Environmental Science & Technology*, 39(10), 3736-3742. <http://dx.doi.org/10.1021/es048406p>
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. (2016). *Consumer Factsheet on: 2,4-D*. Recuperado em 22 de maio de 2024, de <https://archive.epa.gov/water/archive/web/pdf/archived-consumer-factsheet-on-2-4-d.pdf>
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. (2018). *EPA 822-F-18-001. 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Washington, DC: Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. (2022a). *Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential by the Office of Pesticide Programs*. Washington, DC: Office of Chemical Safety and Pollution Prevention.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. (2022b). *ProUCL Software*. Recuperado em 10 de abril de 2024, de <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. (2024). *2,4-D*. Recuperado em 10 de abril de 2024, de <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/24-d>
- Veiga, M. M. (2007). Agrotóxicos: eficiência econômica e injustiça socioambiental. *Ciencia & Saude Coletiva*, 12(1), 145-152. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232007000100017>
- Viana, L. F., Crispim, B. A., Kummrow, F., Lima, N. A., Dias, M. A., Montagner, C. C., Pereira, R. H. G., Barros, A., & Barufatti, A. (2023). Occurrence of contaminants of emerging concern and their risks to the Pantanal Sul-Mato-Grossense aquatic biota, Brazil. *Chemosphere*, 337, 1-10. Recuperado em 17 de abril de 2024, de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85164281104&doi=10.1016%2fj.chemosphere.2023.139429&partnerID=40&md5=43001d2cf86026141f3ec00ba35aefce>
- Vieira, L., Pessoa, L. A., Pereira, V. E. C., Gois, K. S., & Couto, E. V. (2022). Integrating water, sediments, and land use analysis for pollution assessment in a countryside urban-farming watershed landscape in southern Brazil. *International Journal of River Basin Management*, 1-14. <http://dx.doi.org/10.1080/15715124.2022.2130345>
- World Health Organization – WHO. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda* (4th ed.). Geneva: WHO. Recuperado em 17 de abril de 2024, de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/352532>

Contribuições dos autores:

Taciane de Oliveira Gomes de Assunção:

Contribuição na conceitualização do artigo, revisão de literatura, análise dos dados, metodologia, visualização, escrita do manuscrito, revisão e edição do documento.

Manuela Bruno Pinto: Contribuição na revisão de literatura, análise dos dados, metodologia, escrita do manuscrito, revisão e edição do documento.

Renata de Oliveira Pereira: Contribuição na conceitualização do artigo, metodologia, orientação, escrita do manuscrito, revisão e edição do documento.