OPEN JOURNAL SYSTEMS
ISSN: 2595-4431

Revista Brasileira de Meio Ambiente, v.13, n.3. 148-165 (2026)

Revista Brasileira de Meio Ambiente

Assunção et al

Uso e ocorrência do clorpirifós na água de consumo humano no Brasil

Taciane de Oliveira Gomes de Assunção[1], Manuela Bruno Pinto[2], Ana Cecilia Stofel dos Santos Itaborahy[3], Renata de Oliveira Pereira[4]*

[1]*Doutoranda em Engenharia Civil, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.*
[2]*Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.*
[3]*Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.*
[4]*Doutora em Ciências, Professora da Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil. (*Autora correspondente: renata.pereira@ufjf.br)*

Histórico do Artigo: Submetido em: 12/05/2026 – Revisado em: 05/06/2026 – Aceito em: 25/06/2026

R E S U M O

O clorpirifós é um agrotóxico amplamente utilizado no cenário agrícola brasileiro, cuja relevância ambiental e sanitária tem sido reforçada por restrições internacionais. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar a dinâmica ambiental, o uso e a ocorrência desse composto no Brasil, com ênfase em sua presença em água destinada ao consumo humano. Para isso, foram analisados dados de comercialização entre 2009 e 2023, espacialmente distribuídos conforme as áreas cultivadas das culturas autorizadas, por meio da compilação de dados das bases do IBGE, da Anvisa e do Ibama. A metodologia contemplou ainda o tratamento de dados censurados, e a avaliação temporal e espacial das concentrações reportadas no Sisagua de 2020 a 2025. Os resultados evidenciaram alto potencial de contaminação de águas superficiais e variabilidade no uso nacional, com maior intensidade nas Regiões Centro-Oeste e Sudeste, além da detecção do composto em muitos sistemas de abastecimento, geralmente abaixo do valor máximo permitido. Concluiu-se que, apesar da recente inclusão do clorpirifós como Poluente Orgânico Persistente na Convenção de Estocolmo, sua ocorrência ambiental e sua expressiva comercialização ainda são uma realidade no país.

Palavras-Chaves: Agrotóxico, Comercialização, Dinâmica ambiental, Saúde pública.

Use and occurrence of chlorpyrifos in drinking water in Brazil

A B S T R A C T

Chlorpyrifos is a pesticide widely used in Brazilian agriculture, whose environmental and health relevance has been reinforced by international restrictions. The present study aimed to evaluate the environmental fate, use and occurrence of this compound in Brazil, with an emphasis on its presence in water intended for human consumption. For this purpose, sales data from 2009 to 2023 were analyzed and spatially distributed according to the cultivated areas of authorized crops, through the compilation of data from IBGE, Anvisa, and Ibama. The methodology also included the treatment of censored data, as well as temporal and spatial assessments of the concentrations reported in Sisagua from 2020 to 2025. The results revealed a high potential for surface water contamination and variability in national use, with greater intensity in the Central-West and Southeast regions, in addition to the detection of the compound in many water supply systems, generally below the maximum acceptable value. It was concluded that, despite the recent inclusion of chlorpyrifos as a Persistent Organic Pollutant under the Stockholm Convention, its environmental occurrence and significant commercialization remain a reality in the country.

Keywords: Pesticide, Sales, Environmental fate, Public health.

Uso y ocurrencia del clorpirifós en el agua de consumo humano en Brasil

R E S U M E N

El clorpirifós es un plaguicida ampliamente utilizado en el escenario agrícola brasileño, cuya relevancia ambiental y sanitaria ha sido reforzada por restricciones internacionales. La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la dinámica ambiental, el uso y la ocurrencia de este compuesto en Brasil, con énfasis en su presencia en agua destinada al consumo humano. Para ello, se analizaron datos de comercialización entre 2009 y 2023, distribuidos espacialmente conforme a las áreas cultivadas de los cultivos autorizados, mediante la compilación de datos de las bases del IBGE, la Anvisa y el Ibama. La metodología también contempló el tratamiento de

Assunção, T. O. G., Pinto, M. B., Itaborahy, A. C. S. S., Pereira, R. O. (2026). Uso e ocorrência do clorpirifós na água de consumo humano no Brasil. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.14, n.3, p.148-165.

Direitos do Autor. A Revista Brasileira de Meio Ambiente utiliza a licença *Creative Commons* - CC BY 4.0.

datos censurados, así como la evaluación temporal y espacial de las concentraciones reportadas en el Sisagua entre 2020 y 2025. Los resultados evidenciaron un alto potencial de contaminación de aguas superficiales y variabilidad en el uso a nivel nacional, con mayor intensidad en las regiones Centro-Oeste y Sudeste, además de la detección del compuesto en numerosos sistemas de abastecimiento, generalmente en concentraciones inferiores al valor máximo permitido. Se concluyó que, a pesar de la reciente inclusión del clorpirifós como Contaminante Orgánico Persistente en el Convenio de Estocolmo, su ocurrencia ambiental y su significativa comercialización aún constituyen una realidad en el país.

Palabras clave: Plaguicida, Comercialización, Dinámica ambiental, Salud pública.

1. Introdução

A Lei Federal n° 14.785, de 27 de dezembro de 2023, define os agrotóxicos como produtos e agentes de processos físicos ou químicos individuais ou em mistura com biológicos utilizados com finalidade de preservar a flora ou a fauna da ação de seres vivos considerados nocivos (Brasil, 2023). Tais produtos são compostos por ingredientes ativos e inertes, os quais atuam no controle de pragas e no seu desempenho, respectivamente (USEPA, 2025a).

Os agrotóxicos são aplicados na agricultura a fim de aumentar a produtividade das lavouras (WHO, 2022a), porém sua utilização de maneira extensiva e a longo prazo pode implicar em contaminação de cursos hídricos, quando há a mobilidade desses compostos no meio ambiente (Tudi et al., 2021). Assim, o consumo de água e alimentos contaminados está relacionado a efeitos crônicos na saúde humana (Inca, 2023), podendo levar a disfunções nos sistemas imunológico, nervoso e endócrino, além de estarem potencialmente associados ao desenvolvimento de condições como diabetes, câncer e doença de Parkinson (Cao et al., 2024; Tudi et al., 2022).

Nesse contexto, o clorpirifós é um ingrediente ativo (IA) de agrotóxico autorizado no Brasil (Anvisa, 2025), sendo um inseticida organofosforado e acaricida usado principalmente para controlar pragas transmitidas pela folhagem e pelo solo (USEPA, 2025b). A exposição crônica ao clorpirifós está associada a riscos à saúde humana, posto que estudos já demonstraram danos ao sistema endócrino, potencial imunotóxico e genotóxico em algumas células, risco aumentado de linfoma não-Hodgkin, além de alterações no desenvolvimento cerebral de crianças (Christensen et al., 2024; IARC; 2014; Wołejko et al., 2022).

A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) classifica o clorpirifós no Grupo E, de acordo com evidências de não carcinogenicidade para humanos (USEPA, 2024). Ainda, por preocupações da exposição alimentar ao clorpirifós, seu uso nos Estados Unidos foi revogado pela USEPA em 2022 para a maior parte das culturas do país, porém a decisão foi revogada para certos cultivos e atualizações regulatórias vêm sendo discutidas (USEPA, 2025b).

No contexto mundial, o clorpirifós é comercializado em diversos países, nos quais a sua concentração em água para consumo humano é regulamentada (Assunção & Pereira, 2025). No Brasil, o valor máximo permitido (VMP) do clorpirifós e seu metabólito clorpirifós-oxon em água de consumo humano é de 30,0 µg/L (Brasil, 2021). Tal valor é o mesmo recomendado para o clorpirifós individualmente pela Organização Mundial da Saúde (OMS), sendo adotado também pela Índia, China e Vietnã (Assunção & Pereira, 2025; WHO, 2022b). Os Estados Unidos e a União Europeia não definem VMPs individuais para o clorpirifós (European Union, 2020; USEPA, 2018), enquanto Austrália, Nova Zelândia e Canadá definem os valores de 10 µg/L, 40 µg/L e 90 µg/L, respectivamente (Health Canada, 2025; NHMRC/NRMMC, 2025; New Zealand, 2022).

No ano de 2025, o clorpirifós foi incluído no Anexo A da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) (Secretariat of The Stockholm Convention, 2025a). Sendo assim, de acordo com o referido documento, a produção e o uso dos compostos listados devem ser eliminados nos países que fazem parte do acordo, como o Brasil (Secretariat of The Stockholm Convention, 2025b).

Portanto, considerando a relevância da temática dos agrotóxicos em âmbito nacional e seus potenciais impactos na saúde humana, este estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico do clorpirifós, fundamentado em seu comportamento nas matrizes ambientais, na comercialização, na espacialização e nas

concentrações presentes na água destinada ao consumo humano no Brasil.

2. Material e Métodos

2.1 Dinâmica ambiental do clorpirifós

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

Adicionalmente, foi verificado o potencial de contaminação de águas subterrâneas e águas superficiais (associada ao solo e sedimento e associada a dissociação em água), por meio da aplicação dos índices de GUS – *Groundwater Ubiquity Score* (Gustafson, 1989) e de Goss (1992), respectivamente. Destaca-se que os dados primários utilizados para a avaliação da dinâmica ambiental foram obtidos da *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC) *Pesticides Properties DataBase* (PPDB) (IUPAC, 2025).

2.2 Comercialização e distribuição espacial do clorpirifós no Brasil

A comercialização do clorpirifós foi analisada por meio dos relatórios disponibilizados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) nos anos de 2009 a 2023 (Ibama, 2025). Calcularam-se as médias anuais e percentuais médios anuais a partir dos dados de comercialização do clorpirifós 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). De forma complementar, foram calculadas análises de tendências de vendas para o Brasil e para as UFs por meio do teste de *Mann-Kendall* (Mann, 1945; Kendall, 1955) a 95% de confiança no *software* ProUCL 5.1 da USEPA (USEPA, 2022). Optou-se pela utilização do teste não-paramétrico de *Mann-Kendall* após verificação, por meio do teste de aderência de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0{,}05$) no *software* Statistica 8.0, que os dados não são ajustados a uma distribuição normal (Shapiro & Wilk, 1965).

Para quantificar a distribuição espacial da utilização do clorpirifós no Brasil, realizou-se uma estimativa da comercialização em cada município de acordo com a área plantada das culturas para as quais o uso do clorpirifós é autorizado. Sendo assim, verificou-se no Painel de Monografias de agrotóxicos disponibilizado pela Anvisa (2025) as culturas autorizadas a utilizarem o clorpirifós. Com base nesses dados, buscou-se no Sistema do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de Recuperação Automática (Sidra) (IBGE, 2025) os dados de área plantada de lavouras temporárias e permanentes dessas culturas, a nível municipal, estadual e regional. Tais dados também foram obtidos para o intervalo de tempo de 2009 a 2023, sendo este o período em que o Ibama (2025) disponibiliza os dados de comercialização de IAs de agrotóxicos.

Para estimar o quantitativo municipal de clorpirifós, utilizou-se a metodologia aplicada por Assunção, Pinto e Pereira (2025). Desse modo, calculou-se a porcentagem de área plantada da soma das culturas cujo uso do clorpirifós é autorizado no país para cada município em relação à sua respectiva UF. Em seguida, considerando a proporcionalidade entre uso do IA e área plantada, multiplicou-se a porcentagem de área plantada de cada município em relação à UF pelo valor de comercialização de clorpirifós em cada ano, a fim de obter a estimativa da quantidade de clorpirifós anual utilizada pelo município (em kg e ton). Buscou-se

estimar o quantitativo anual de clorpirifós aplicado por unidade de área plantada em cada UF (em kg/ha), dividindo-se os dados de vendas estaduais pelos dados de área plantada para as culturas selecionadas.

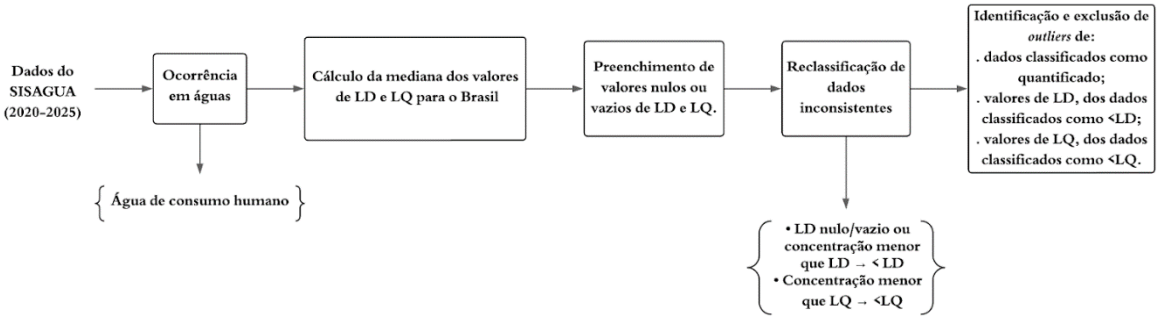
A tabulação dos dados e análises estatísticas foram realizadas no *software* Microsoft Excel, enquanto as representações espaciais, apresentadas na forma de mapas, foram elaboradas no *software* QGIS 3.16. Os limites territoriais utilizados para a confecção dos mapas foram obtidos do IBGE (2022).

2.3 Concentração e ocorrência do clorpirifós no Brasil com base nos dados do Sisagua

Os dados de concentração do clorpirifós em águas no Brasil foram obtidos por meio do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano (Sisagua), acessado em 25 de abril de 2025, e foram analisadas as concentrações no período de 2020 a 2025. A tabulação foi realizada para os dados de concentração, selecionando os dados de clorpirifós em água destinada ao consumo humano (saída do tratamento, ponto de consumo e rede de distribuição). Considerando que os registros no Sisagua são feitos manualmente pelos prestadores de serviços de abastecimento de água, a base de dados pode apresentar inconsistências. Dessa forma, foi realizada uma análise de consistência do conjunto de dados obtidos para avaliar a ocorrência de clorpirifós em águas brasileiras. A Figura 1 apresenta de forma resumida as etapas realizadas para o tratamento de inconsistências.

O método utilizado para preencher os dados nulos ou ausentes de limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ) foi a adoção da mediana, seguindo o protocolo de tratamento de dados da *European Food Safety* Authority (EFSA) (EFSA, 2024). Já a exclusão dos valores de LD, LQ e quantificados considerados *outliers* foi realizada por meio do *software* Statistica 8.0, aplicando o teste *Grubbs Two Sided* com uma única iteração.

Figura 1 – Esquema metodológico para análise de consistência dos dados do Sisagua.
Figure 1 – Methodological framework for consistency analysis of Sisagua data.



Nota: LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação; Sisagua: Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.
Note: LD: limit of detection; LQ: limit of quantification; Sisagua: Drinking Water Quality Surveillance Information System.

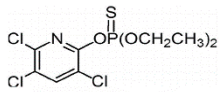
Na análise dos dados de ocorrência de clorpirifós em águas, foram incluídos tanto os valores quantificados de concentração quanto os dados censurados. Para os dados censurados à esquerda, ou seja, aqueles abaixo do LD e LQ do método analítico, adotou-se o método de substituição. Dessa forma, valores classificados como menor que LD foram substituídos por LD/2 e para menor que LQ, substituídos por LQ/2, conforme recomendado pela EFSA (2024), Gomes et al. (2022, 2023) e Mikkonen et al. (2018).

3. Resultados e Discussão

3.1 Dinâmica ambiental do clorpirifós

A dinâmica ambiental do clorpirifós pode ser avaliada a partir de suas propriedades físico-químicas e características elencadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas e características do clorpirifós.
Table 1 – Physicochemical properties and characteristics of chlorpyrifos.

Propriedades	Valor	Propriedades	Valor
Fórmula estrutural[a]		log Kow (pH 7 a 20°C)[a]	4,7
Fórmula química[a,b]	$C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$	K_H'/Kow	$3,90 \times 10^{-9}$
N° CAS[a,b]	2921-88-2	DT_{50} água (dias)[a]	5
Grupo químico[b]	Organofosforado	DT_{50} hidrólise (dias)[a]	53,7
Classe[b]	Inseticida, formicida e acaricida	DT_{50} solo (dias)[a]	386
Massa molecular (g/mol)[a]	350,58	Solubilidade em água a 20°C (mg/L)[a]	1,05
K_H a 25°C (atm.m^3/mol)[a]	$4,78 \times 10^{-6}$	GUS[d]	Baixo
K_H'[c]	$1,95 \times 10^{-4}$	Goss associado ao solo e sedimento[e]	Alto
Koc (mL/g)[a]	5509	Goss dissolvido em água[e]	Alto

Nota: K_H: constante de Henry; K_H': constante de Henry adimensional; Kow: coeficiente de partição octanol/água; DT_{50}: 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) Anvisa (2025); (b) IUPAC (2025); (c) $K_H' = K_H/(RT)$, onde R = constante da lei universal dos gases (0,00008205 atm.m^3/mol.K) e T = temperatura (298,15K para 25°C) (Metcalf; Eddy, 2016); (d) Gustafson (1989); (e) Goss (1992). **Valores de referência:** ***GUS:*** GUS = log (DT_{50} solo) × (4 – log (Koc)). (GUS < 0) ou (solubilidade em água - SA < 1,0 mg/L e DT_{50} solo ≤ 1d): muito baixo; GUS ≤ 1,8: baixo potencial; 1,8 < GUS < 2,8: médio potencial; GUS ≥ 2,8: alto potencial (Gustafson, 1989). ***Goss associado ao solo e sedimento:*** (DT_{50} solo ≤ 1d) ou (DT_{50} solo ≤ 2d e Koc ≤ 500 mL/g) ou (DT_{50} solo ≤ 4d e Koc ≤ 900 mL/g e SA ≥ 0,5 mg/L) ou (DT_{50} solo ≤ 40d e Koc ≤ 500 mL/g e SA ≥ 0,5 mg/L) ou (DT_{50} solo ≤ 40d e Koc ≤ 900 mL/g e SA ≥ 2,0 mg/L): baixo potencial; (DT_{50} solo ≥ 40d e Koc ≥ 1000 mL/g) ou (DT_{50} solo ≥ 40d e Koc ≥ 500 mL/g e SA ≤ 0,5 mg/L): alto potencial; aqueles que não se enquadraram em baixo ou alto: médio potencial (Goss, 1992). ***Goss dissolvido em água:*** (Koc ≥ 100000 mL/g) ou (Koc ≥ 1000 mL/g e DT_{50} solo ≤1d) ou (SA < 0,5 mg/L e DT_{50} solo < 35d): baixo potencial; (SA ≥ 1,0 mg/L e DT_{50} solo > 35d e Koc < 100000 mL/g) ou (SA ≥ 10 mg/L e SA <100 mg/L e Koc ≤ 700 mL/g): alto potencial; aqueles que não se enquadraram em baixo ou alto: médio potencial (Goss, 1992). ***Solubilidade em água (SA):*** SA ≤ 50 mg/L: baixa; 50 mg/L < SA < 500 mg/L: moderada; SA ≥ 500 mg/L: alta (IUPAC, 2025). ***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). ***Hidrofilicidade/potencial de sorção em matéria orgânica e lipídios:*** log Kow < 2,5: alta hidrofilicidade e baixo potencial de sorção; 2,5 < log Kow <4,0: médio potencial de sorção; log Kow > 4,0: alta hidrofobicidade e alto 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 se $K_H' > 10^{-4}$ (Rogers, 1996).

Note: K_H: Henry's law constant; K_H': dimensionless Henry's law constant; Kow: octanol/water partition coefficient; DT_{50}: half-life; GUS: Groundwater Ubiquity Score, indicates the potential for groundwater contamination; GOSS: indicates the potential for surface water contamination. (a) Anvisa (2025); (b) IUPAC (2025); (c) $K_H' = K_H/(RT)$, where R = universal gas constant (0.00008205 atm·m³/mol·K) and T = temperature (298.15 K for 25°C) (Metcalf; Eddy, 2016); (d) Gustafson (1989); (e) Goss (1992). **Reference values:** GUS: GUS = log (DT50 soil) × (4 – log (Koc)). (GUS < 0) or (water solubility - WS < 1.0 mg/L and DT50 soil ≤ 1 d): very low; GUS ≤ 1.8: low potential; 1.8 < GUS < 2.8: medium potential; GUS ≥ 2.8: high potential (Gustafson, 1989). ***Goss associated with soil and sediment:*** (DT_{50} soil ≤ 1 d) or (DT_{50} soil ≤ 2 d and Koc ≤ 500 mL/g) or (DT_{50} soil ≤ 4 d and Koc ≤ 900 mL/g and WS ≥ 0.5 mg/L) or (DT_{50} soil ≤ 40 d and Koc ≤ 500 mL/g and WS ≥ 0.5 mg/L) or (DT_{50} soil ≤ 40 d and Koc ≤ 900 mL/g and WS ≥ 2.0 mg/L): low potential; (DT_{50} soil ≥ 40 d and Koc ≥ 1000 mL/g) or (DT_{50} soil ≥ 40 d and Koc ≥ 500 mL/g and WS ≤ 0.5 mg/L): high potential; those not classified as low or high: medium potential (Goss, 1992). ***Goss dissolved in water:*** (Koc ≥ 100000 mL/g) or (Koc ≥ 1000 mL/g and DT_{50} soil ≤ 1 d) or (WS < 0.5 mg/L and DT_{50} soil < 35 d): low potential; (WS ≥ 1.0 mg/L and DT_{50} soil > 35 d and Koc < 100000 mL/g) or (WS ≥ 10 mg/L and WS < 100 mg/L and Koc ≤ 700 mL/g): high potential; those not classified as low or high: medium potential (Goss, 1992). ***Water solubility (WS):*** WS ≤ 50 mg/L: low; 50 mg/L < WS < 500 mg/L: moderate; WS ≥ 500 mg/L: high (IUPAC, 2025). ***Soil mobility:*** Koc < 15 mL/g: very mobile; 15 mL/g < Koc < 75 mL/g: mobile; 75 mL/g < Koc < 500 mL/g: moderately mobile; 500 mL/g < Koc < 4000 mL/g: slightly mobile; Koc > 4000 mL/g: immobile (Sabin, 2007). ***Hydrophilicity/sorption potential in organic matter and lipids:*** log Kow < 2.5: high hydrophilicity and low sorption potential; 2.5 < log Kow < 4.0: medium sorption potential; log Kow > 4.0: high hydrophobicity and high sorption potential (Rogers, 1996; ter Laak et al., 2005). ***Volatilization potential:*** $K_H' < 10^{-4}$: insignificant (Stenstrom et al., 1989). $K_H'/Kow < 10^{-9}$: insignificant if $K_H' > 10^{-4}$ (Rogers, 1996).

Observa-se, na Tabela 1, que o DT_{50} solo do clorpirifós é considerado alto, sendo persistente nessa matriz (FAO, 2003; Ibama, 1990; IUPAC, 2025). Além disso, o valor de Koc do composto é classificado, de acordo com a *United States Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR, 1992), como moderado a fortemente adsorvido à fração orgânica do solo, enquanto, segundo os valores de referência de Sabin (2007), é considerado imóvel no solo.

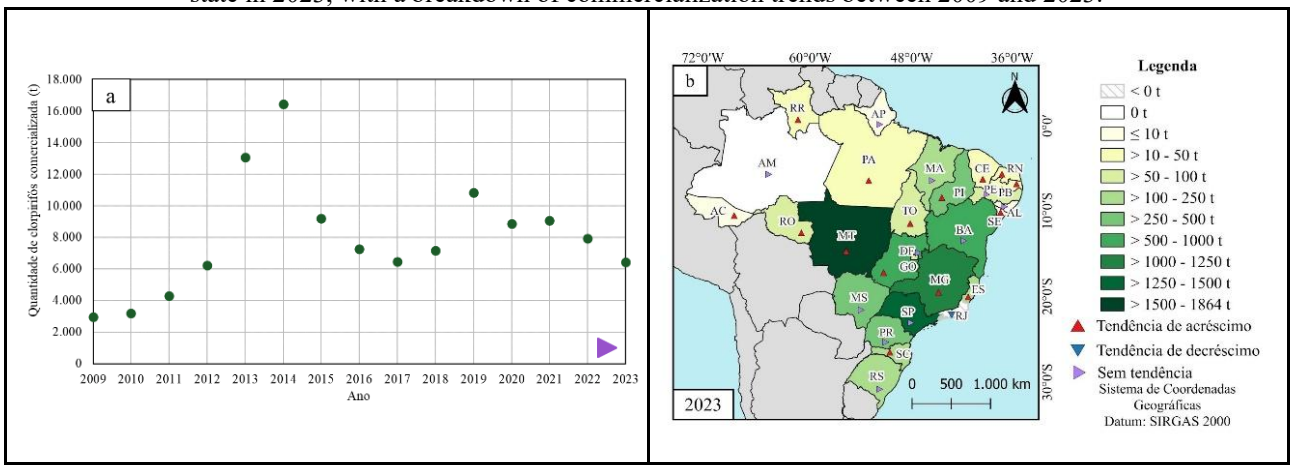
Com isso, a baixa mobilidade do clorpirifós no solo reflete no baixo potencial de contaminação de águas subterrâneas, representado por um valor baixo do Índice de GUS (Gustafson, 1989). Ademais, o composto apresenta baixa solubilidade em água (IUPAC, 2025), além de alto potencial de contaminação de águas superficiais, seja associado ao solo e sedimento ou dissolvido em água, como observa-se a partir da classificação do Índice de Goss (Goss, 1992). Segundo Sami et al. (2025), o clorpirifós possui uma forte propensão à sorção nas superfícies de solos e sedimentos em sistemas aquosos, o que indica uma capacidade limitada desse composto de migrar por lixiviação ou escoamento com a água em movimento. Por outro lado, um dos seus principais metabólitos, o 3,5,6-tricloro-2-piridinol, apresenta maior solubilidade em água do que o clorpirifós e tende a causar contaminação das águas subterrâneas (Sami et al., 2025). O valor de log Kow corrobora para o comportamento ambiental apresentado para o composto, indicando alta hidrofobicidade e alto potencial de sorção (Rogers, 1996; ter Laak et al., 2005), condições que favorecem a menor mobilidade do clorpirifós. Considerando os valores de K_H' e da relação Kow/K_H', trata-se de um composto volátil (Rogers, 1996; Stenstrom et al., 1989), enquanto a IUPAC (2025), o considera como moderadamente volátil. Em meio aquoso, o tempo de meia vida devido à hidrólise indica que o clorpirifós é moderadamente persistente (IUPAC, 2025).

3.2 Comercialização e distribuição espacial do clorpirifós no Brasil

De 2000 a 2024 foram autorizados 27 produtos formulados (PF) (MAPA, 2025) contendo o clorpirifós como IA no Brasil, variando de zero a quatro PF por ano. Constatou-se, portanto, que o clorpirifós era o único IA nesses 27 PF, reduzindo a possibilidade de misturas intencionais (Cattaneo et al., 2023; Kienzler et al., 2016; Weisner et al., 2021).

A partir dos dados reportados pelo Ibama (2025), foi possível constatar que não existe tendência temporal de acréscimo ou decréscimo das vendas do clorpirifós no Brasil a uma significância de 5% pelo teste de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1955), ocorrendo a variação de 2966 t vendidas em 2009 para 6442 t comercializadas em 2023, chegando a 16452 t no ano de 2014, com média anual de vendas de 7960 t/ano (Figura 2.a). Dentre os IAs comercializados em 2023, o clorpirifós apareceu na 15º posição no ranking contendo 333 agrotóxicos (Ibama, 2025).

Figura 2 – Comercialização e a tendência da comercialização de clorpirifós no Brasil: a) de 2009 a 2023; e b) por estados no ano de 2023 com discriminação da tendência de comercialização entre 2009 e 2023.
Figure 2 – Commercialization and trends in chlorpyrifos commercialization in Brazil: (a) from 2009 to 2023; and (b) by state in 2023, with a breakdown of commercialization trends between 2009 and 2023.



Entre 2009 e 2023, os estados de MT, com a média de vendas anual de 2415 t/ano, e SP, com 1004 t/ano, apresentaram os maiores quantitativos de comercialização do IA e, juntos, representam 43% do total de vendas no país. Contudo, o estado do RJ apresenta a menor média anual de -91 t/ano, reportando por quatro anos consecutivos (2020, 2021, 2022 e 2023) valores negativos, que indicam o retorno do clorpirifós para o estoque ou indústria.

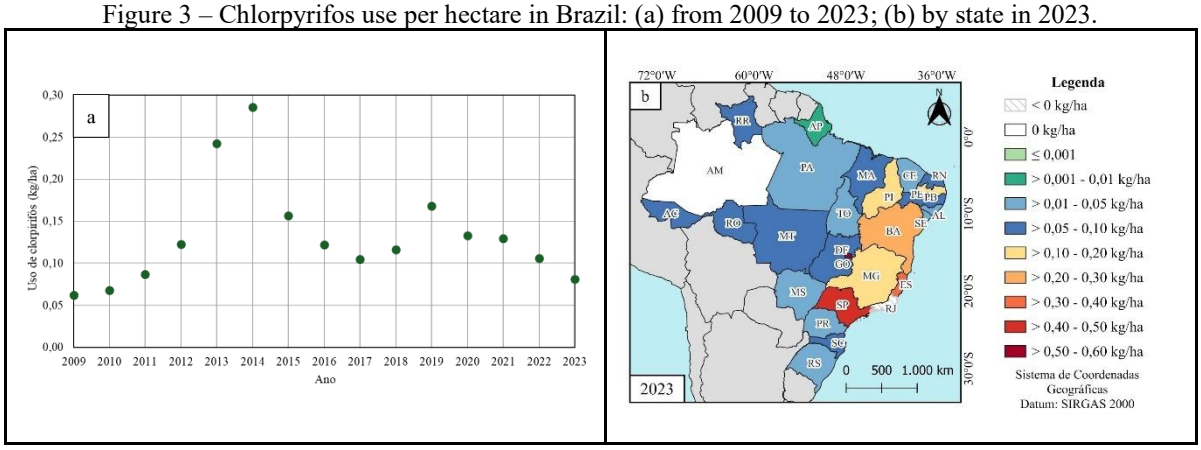
Dentre as 27 UFs do país, apenas uma UF apresentou tendência de decréscimo nas vendas do IA, o estado do RJ, e outras 15 indicaram tendência de crescimento de vendas, RR, AC, RO, PA, TO, PI, CE, RN, PB, SE, MG, ES, SC, MT e GO, os demais estados não apresentaram tendência na comercialização do clorpirifós a 95% de confiança (Figura 2.b).

A partir da metodologia desenvolvida foi feita uma estimativa de área plantada com culturas autorizadas para o uso do clorpirifós no Brasil. Contudo, é imprescindível pontuar que pode haver regiões com maior ou menor produção do que a estimada pelo estudo, devido ao fato de que nem todas as culturas plantadas podem usar o clorpirifós, ou mesmo, existem culturas em que o clorpirifós possui o uso autorizado pela Anvisa (2025) e que não havia dados de área plantada disponíveis na base do IBGE (2025). Essa situação ocorreu para as culturas de citros, feijões, grão-de-bico, lentilha, milheto e pastagem.

Tendo em vista o período de 2009 a 2023, pode-se perceber uma diminuição do uso do clorpirifós por

área cultivada entre os anos de 2020 e 2023 (Figura 3.a), permanecendo abaixo de 0,15 kg clorpirifós/ha.

Figura 3 – Uso de clorpirifós por ha no Brasil: a) de 2009 a 2023; b) por estados no ano de 2023.
Figure 3 – Chlorpyrifos use per hectare in Brazil: (a) from 2009 to 2023; (b) by state in 2023.

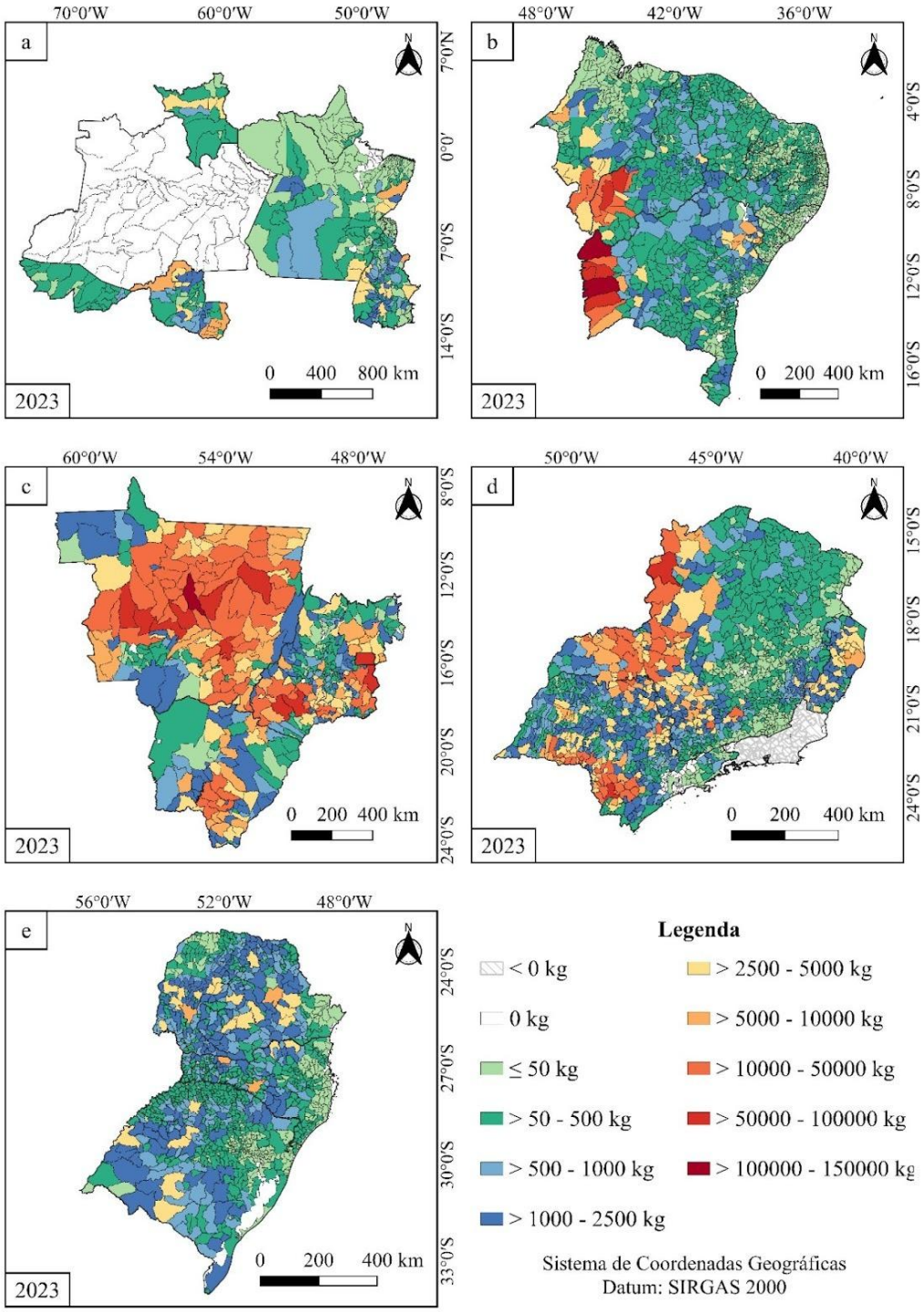


As Regiões Sudeste e Nordeste apresentaram o maior uso de clorpirifós, com destaque para o DF (Figura 3.b), que apresentou maior uso por área cultivada de clorpirifós, sendo ela de 0,56 kg/ha no ano de 2023. Esse fato pode ser explicado pois o milho e a soja são os grãos mais produzidos no DF (Brasil, 2025), com o aumento da safra no período de 2023/2024 e 2024/2025, sendo culturas em que o uso do clorpirifós é autorizado (Anvisa, 2025). Além disso, ressalta-se que o estado do AM não apresentou o uso do clorpirifós por área cultivada e o RJ foi o único estado com valor negativo, igual a -45,3 kg/ha, conforme previamente reportado devido ao retorno do IA para o estoque/indústria, ambos no ano de 2023.

Existe um desafio em se obter o quantitativo comercializado de agrotóxicos por município, em função da Lei Federal nº 15.070, de 23 de dezembro de 2024, determinar a obrigatoriedade de envio dos dados apenas no âmbito estadual (Brasil, 2024a). Dessa forma, a metodologia utilizada cruza as bases de dados, a fim de permitir a identificação de municípios/regiões com maior uso.

Sendo assim, a estimativa municipal de comercialização do clorpirifós permitiu a análise da distribuição espacial de seu uso em macrorregiões do Brasil, para o ano de 2023. Na Região Norte, os municípios que apresentaram o maior uso do agrotóxico estão localizados nos estados de RO e TO (Figura 4.a), com destaque para o município de Pimenteiras do Oeste (RO) que apresentou o maior quantitativo desse IA em toda a região (7950 kg).

Figura 4 – Estimativa de uso do clorpirifós por municípios nas diferentes regiões do Brasil: a) Norte; b) Nordeste; c) Centro-Oeste; d) Sudeste; e) Sul.
Figure 4 – Estimated chlorpyrifos use by municipality across different regions of Brazil: (a) North; (b) Northeast; (c) Central-West; (d) Southeast; (e) South.



Já no Nordeste, existe uma concentração do uso no oeste da região, com municípios na fronteira com a Região Norte (Figura 4.b). Ainda, destaca-se a utilização do clorpirifós na região do Matopiba, constituída pelo TO e municípios do MA, PI e BA, caracterizada por uma região de expansão agrícola (Embrapa, 2025). O uso de clorpirifós nessa região se sobressaiu, podendo ressaltar os municípios de São Desidério (BA) (147489 kg) e Formosa do Rio Preto (BA) (121725 kg), sendo esses o primeiro e o segundo municípios com os maiores quantitativos de comercialização do clorpirifós do país, respectivamente. No entanto, vale mencionar que na grande maioria do Nordeste a comercialização não ocorre em grande escala, havendo maior predominância na faixa de 50-500 kg de clorpirifós.

Ademais, a Região Centro-Oeste chama atenção por apresentar a maior quantidade de municípios com elevados valores de uso do clorpirifós, com 12 municípios com valores acima de 50000 kg (Figura 4.c). O município de Sorriso (MT) (108562 kg) se destaca por ser aquele com a quantidade mais elevada de uso do agrotóxico da macrorregião e o terceiro maior do Brasil. Além disso, a capital brasileira, Brasília (DF) (96980 kg) também ganha destaque pelo alto uso do clorpirifós.

Na Região Sudeste, os estados de MG e SP se sobressaem por apresentarem municípios com maiores quantitativos estimados, como Unaí (MG) (54093 kg) e Itapeva (SP) (66254 kg). Além disso, há predominância de valores inferiores a 1000 kg, prevalecendo a faixa de 50-500 kg (Figura 4.d).

Por fim, a Região Sul não apresentou valores elevados de uso do clorpirifós, com 100% dos municípios permanecendo abaixo de 10000 kg (Figura 4.e). As maiores comercializações se encontraram nos municípios de Campos Novos (SC) (7204 kg), Abelardo Luz (SC) (5755 kg), Tibagi (PR) (5451 kg) e Cascavel (PR) (5566 kg). Ainda foram identificados nove municípios com 0 kg de uso de clorpirifós, são eles: Balneário Arroio do Silva, Balneário Camboriú, Balneário Barra do Sul, Bombinhas, Governador Celso Ramos e Porto Belo, no estado de SC, e Cachoeirinha, Esteio e Imbé, no estado do RS.

3.3 Concentração e ocorrência do clorpirifós no Brasil com base nos dados do Sisagua

A partir da Portaria MS/GM nº 2.914/2011, o clorpirifós e seu metabólito clorpirifós-oxon foram incorporados ao padrão de potabilidade com o VMP de 30 µg/L (Brasil, 2024b), valor que se manteve na atualização do padrão de potabilidade em 2021 (Brasil, 2021). No Brasil, as concentrações de clorpirifós na água destinada ao consumo humano variaram entre 0,000006 e 150 µg/L, sendo registrados dois valores acima do VMP (Brasil, 2011), em Paulistas (MG), com 150 µg/L, e Aruanã (GO), com 85 µg/L. A mediana no país foi de 0,05 µg/L, em conformidade com o VMP. Os percentis 75, 95 e 99, no Brasil, foram de 0,31 µg/L, 5 µg/L e 10 µg/L, respectivamente, todos abaixo do VMP (Tabela 2).

Tabela 2 – Estatística descritiva dos dados de concentração do Sisagua do clorpirifós em água de consumo humano no Brasil no período de 2020 a 2025.
Table 2 – Descriptive statistics of chlorpyrifos concentration data from Sisagua in drinking water in Brazil from 2020 to 2025.

Parâmetros	Nº total de dados	Dados censurados (%)	Dados quantificados (%)	Mediana (µg/L)	Percentil 75 (µg/L)	Percentil 95 (µg/L)	Percentil 99 (µg/L)	Máximo (µg/L)
Brasil	35800	91,6	8,4	0,05	0,31	5	10	150
Sul	12711	98,4	1,6	0,15	0,31	10	10	30
Sudeste	16822	85,7	14,3	0,035	0,25	3	7	150
Centro-Oeste	3122	91,2	8,8	0,05	0,14	7,5	7,5	85
Norte	949	98,3	1,7	0,025	0,26	1,5	1,5	1,5
Nordeste	2196	95,2	4,8	5	5,00	5	15	30

Parâmetros	Nº total de dados	Dados censurados (%)	Dados quantificados (%)	Mediana (µg/L)	Percentil 75 (µg/L)	Percentil 95 (µg/L)	Percentil 99 (µg/L)	Máximo (µg/L)
AC	2	0,0	100,0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
AL	195	99,0	1,0	1	2,00	2	2	2
AP	0	-	-	-	-	-	-	-
AM	65	100,0	0,0	0,025	0,03	0,025	0,025	0,025
BA	1322	98,5	1,5	5	5,00	15	15	20
CE	397	100,0	0,0	0,005	0,01	0,005	0,005	0,005
DF	59	100,0	0,0	0,0165	0,02	0,0165	0,0165	0,0165
ES	270	81,1	18,9	0,45	1,00	2,55	5,1	5,1
GO	891	96,3	3,7	0,14	0,14	0,19	2	85
MA	73	9,6	90,4	0,05	0,05	0,05	0,1088	0,26
MT	759	70,0	30,0	0,025	0,05	1,5	21,3	30
MS	1413	99,1	0,9	0,05	7,50	7,5	7,5	10
MG	3453	54,7	45,3	0,015	2,00	5	7	150
PA	169	91,7	8,3	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
PB	0	-	-	-	-	-	-	-
PR	4699	98,1	1,9	0,155	0,31	1,515	10	20
PE	50	68,0	32,0	0,0205	0,03	0,054	15,349	30
PI	47	100,0	0,0	1,5	1,50	1,5	1,5	1,5
RJ	446	98,0	2,0	0,01	0,01	0,15	2,55	5,1
RN	0	-	-	-	-	-	-	-
RS	4271	99,3	0,7	0,01	0,02	0,15	1	30
RO	4	100,0	0,0	0,0165	0,02	0,0165	0,0165	0,0165
RR	0	-	-	-	-	-	-	-
SC	3741	97,8	2,2	0,5	1,00	10	10	20
SP	12653	93,9	6,1	0,05	0,15	2,55	5,5	30
SE	112	99,1	0,9	5	5,00	5	5	10
TO	709	100,0	0,0	0,025	0,26	1,5	1,5	1,5

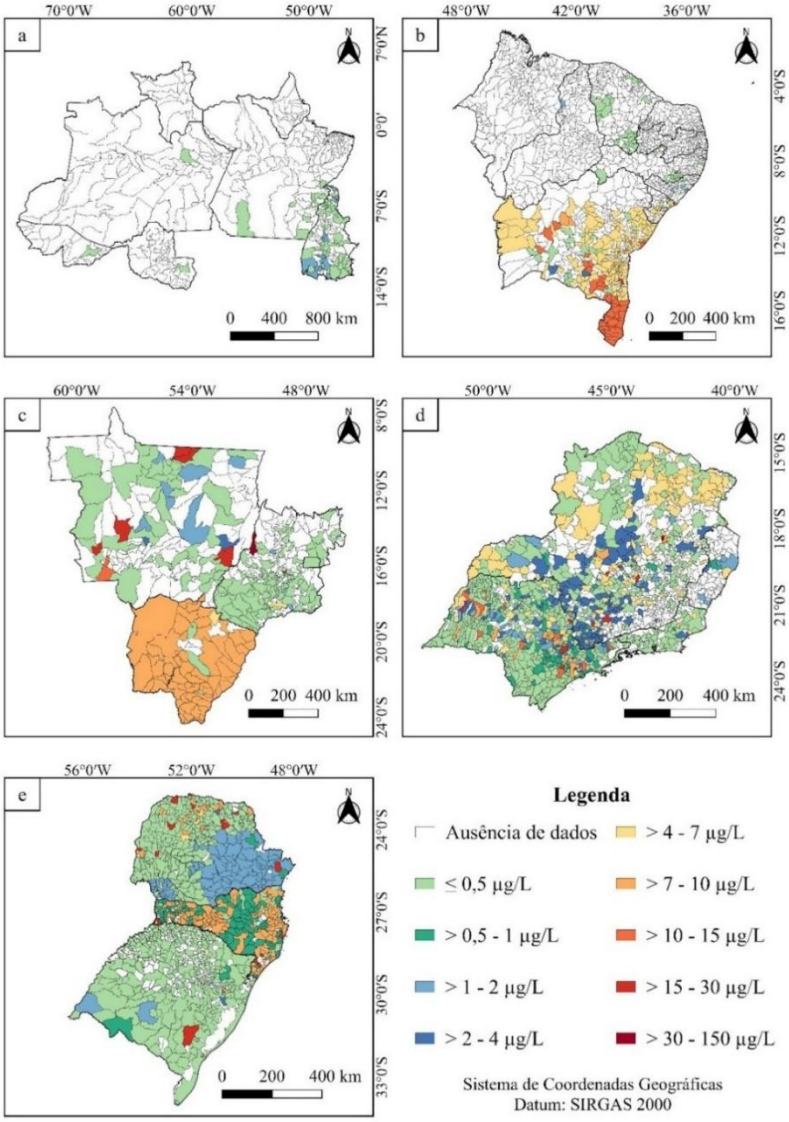
Wei et al. (2021) reportaram concentrações de clorpirifós em água superficial na China entre 0,00306 e 0,0378 µg/L na época de seca e entre 0,00348 e 0,0270 µg/L no período chuvoso. Na Índia, Lari et al. (2014) encontraram concentrações desse composto que variaram de não detectado a 0,25 µg/L em amostras de água subterrânea e de não detectado a 0,44 µg/L em água superficial.

Entre os estados, destaca-se o AC com 100% dos dados quantificados e o MA com 90,4% dos dados quantificados, sendo esses os valores percentuais mais elevados. Além disso, ressalta-se que o estado do MT apresentou o maior valor de percentil 99 de 21,3 µg/L, os demais não ultrapassaram o valor de 16 µg/L. No MT, destaca-se que a atividade agropecuária expressiva implica na maior probabilidade de contaminação dos corpos hídricos com agrotóxicos. Nesse sentido, outros estudos já identificaram o clorpirifós em matrizes hídricas diversas. Moreira et al. (2012) identificaram resíduos de clorpirifós em amostras de água superficial

(0,02-0,12 µg/L), subterrânea (0,01-0,04 µg/L) e de chuva (0,01-0,88 µg/L), no município de Lucas do Rio Verde (MT), enquanto Possavatz et al. (2014) detectou o mesmo IA em amostras de sedimento de fundo do rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (MT). Por sua vez, Berton et al. (2018) não detectaram clorpirifós em 39 amostras do Rio São Lourenço, em Campo Verde (MT), com valores de LD igual 0,03 µg/L e LQ igual a 0,22 µg/L.

Em relação à distribuição espacial das concentrações máximas municipais de clorpirifós + clorpirifós-oxon no país, inicialmente destaca-se a falta de dados reportados no Sisagua para as Regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste (Figura 5). Esses dados devem ser informados ao Ministério da Saúde pelos municípios anualmente, e sua falta prejudica avaliações mais precisas da concentração do composto analisado.

Figura 5 – Concentrações máximas de clorpirifós + clorpirifós-oxon em água de consumo humano por municípios nas diferentes regiões do Brasil entre 2020 e 2025: a) Norte; b) Nordeste; c) Centro-Oeste; d) Sudeste; e) Sul.
Figure 5 – Maximum concentrations of chlorpyrifos + chlorpyrifos-oxon in drinking water by municipality across different regions of Brazil between 2020 and 2025: (a) North; (b) Northeast; (c) Central-West; (d) Southeast; (e) South.



Em SP, segundo estado de maior comercialização de clorpirifós no país em 2023, observa-se a identificação desse IA em diversas faixas até 30 µg/L, não havendo ocorrência de concentrações superiores ao VMP. Ademais, concentrações na faixa de 10 a 15 µg/L foram observadas em municípios do MS e SC, enquanto no sul da BA foram observadas concentrações entre 15 e 30 µg/L, de modo que se ressalta a importância de intensificar o monitoramento do clorpirifós em tais regiões, considerando a proximidade das concentrações observadas em relação ao VMP. Rego et al. (2024) relataram a ocorrência de clorpirifós no Rio Ondas (BA), com concentrações variando entre não detectado e 0,0299 µg/L no período de seca, e entre não detectado e 0,00721 µg/L no período chuvoso. Já Barizon et al. (2019) não detectaram clorpirifós em 105 amostras coletadas na Bacia Hidrográfica do Rio Camanducaia (SP), com valores de LD e LQ de 0,04 e 0,10 µg/L, respectivamente.

No MT, o município de Campo Novo dos Parecis ocupou a posição de sétima maior área plantada do país em 2023, com aproximadamente 715 mil hectares plantados e estimativa de 63843 kg de clorpirifós utilizados neste mesmo ano. Esse mesmo município também apresentou concentração máxima do clorpirifós na água de 30 µg/L, correspondendo ao VMP brasileiro.

Ainda, a recente inclusão do clorpirifós como Poluente Orgânico Persistente da Convenção de Estocolmo alerta para a necessidade de uma redução progressiva ou proibição deste composto considerando que o país é parte integrante do acordo (Secretariat of The Stockholm Convention, 2025a, 2025b). Desse modo, ressalta-se a importância do estudo sobre esse ingrediente ativo e seu monitoramento na água de consumo humano, principalmente considerando os riscos associados à exposição crônica dos seres humanos, a sua utilização no país e a ocorrência deste em matrizes de água ao longo do território nacional.

4. Conclusão

O clorpirifós é um agrotóxico utilizado no país, sendo encontrado em concentrações acima do VMP na água para consumo humano em dois municípios no período de 2020 a 2025. Nesse contexto, a metodologia utilizada permitiu identificar os municípios de maior uso e aqueles em que há ocorrência desse composto na água de consumo humano. Notou-se a ampla utilização do clorpirifós em regiões de agricultura intensiva e expansão agrícola, como no Mato Grosso e no Matopiba. O estado de SP foi o segundo que apresentou maior uso de clorpirifós por ha no Brasil no ano de 2023, ficando atrás apenas do DF.

Quanto à concentração de clorpirifós em água de consumo humano no país, os valores do Sisagua ultrapassaram o VMP nacional em dois municípios, sendo eles Paulistas (MG) e Aruanã (GO). Destaca-se a carência de dados reportados no Sisagua para diversos municípios brasileiros, sobretudo nas Regiões Norte e Nordeste, nas quais a maioria dos municípios não reportou concentração do clorpirifós durante o período avaliado.

5. Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas de doutorado (141001/2025-9), de iniciação científica (161873/2025-1) e de produtividade em pesquisa (303915/2025-0). À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

6. Referências

ATSDR. (1992). *ATSDR Public Health Assessment Guidance Manual*. Boca Raton: CRC Press.

ANVISA. (2025). **Monografias de Agrotóxicos**. Disponível em: https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografia. Acesso em: 21 set. 2025.

ASSUNÇÃO, T. O. G.; PEREIRA, R. O. (2025). Normas de qualidade da água para consumo humano dos países de maior uso de agrotóxicos no mundo. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Brasília, DF, Brasil, 33.

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.

BARIZON, R. R. M.; FIGUEIREDO, R. O.; DUTRA, D. R. C. S.; REGITANO, J. B.; FERRACINI, V. L. (2019). Pesticides in the surface waters of the Camanducaia River watershed, Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, 55(3), 283-292.

BERTON, A.; BRUGNERA, M. F.; DORES, E. F. G. C. (2018). Grab and passive sampling applied to pesticide analysis in the São Lourenço river headwater in Campo Verde – MT, Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, 53(4), 237-245.

BRASIL. (2023). **Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023**. Diário Oficial da União.

BRASIL. (2024a). **Lei nº 15.070, de 23 de dezembro de 2024**. Diário Oficial da União.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. (2025). **Distrito Federal amplia área produtiva e chega a 931,5 mil toneladas de grãos na safra de 24/25**. Disponível em: https://www.gov.br/secom/pt-br/assuntos/noticias-regionalizadas/safra-de-graos-2024-2025/distrito-federal-amplia-area-produtiva-e-produtividade-e-chega-a-931-5-mil-toneladas-de-graos-na-safra-24-25. Acesso em: 23 set. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. (2011). **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Diário Oficial da União.

BRASIL. Ministério da Saúde. (2021). **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Diário Oficial da União.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente. (2024b). *Guia para implementação da norma de qualidade da água para consumo humano*. Brasília: Ministério da Saúde.

CAO, L.; KANG, Q.; TIAN, Y. (2024). Pesticide residues: Bridging the gap between environmental exposure and chronic disease through omics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 287, 117335.

CATTANEO, I. et al. (2023). Risk Assessment of Combined Exposure to Multiple Chemicals at the European Food Safety Authority: Principles, Guidance Documents, Applications and Future Challenges. **Toxins**, 15(1), 1-26.

CHRISTENSEN, K.; HARPER, B.; LUUKINEN, B.; BUHL, K.; STONE, D. (2009). *Chlorpyrifos General Fact Sheet*. Oregon: National Pesticide Information Center. Disponível em: https://www.npic.orst.edu/factsheets/chlorpgen.html. Acesso em: 28 set. 2025.

EFSA. (2024). Prioritisation of pesticides and target organ systems for dietary cumulative risk assessment based on the 2019-2021 monitoring cycle. **EFSA Journal**, 22(2), 1-77.

EMBRAPA. (2025). **Sobre o Matopiba**. Disponível em: https://www.embrapa.br/tema-matopiba/sobre-o-tema. Acesso em: 30 set. 2025.

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**. Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj. Acesso em: 07 out. 2025.

FAO. (2003). *Assessing soil contamination: A reference manual*. Roma: FAO. Disponível em: https://www.fao.org/4/x2570e/X2570E06.htm. Acesso em: 29 set. 2025.

GOMES, F. B. R. et al. (2023). Assessment of exposure to simazine through drinking waters in Brazil. **Environmental Advances**, 11.

GOMES, F. B. R. et al. (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.

GOSS, D. W. (1992). Screening Procedure for Soils and Pesticides for Potential Water Quality Impacts. **Weed Technology**, 6, 701-708.

GUSTAFSON, D. I. (1989). Groundwater Ubiquity Score: A Simple Method for Assessing Pesticide Leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 8, 339-357.

HEALTH CANADA. (2025). **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Chlorpyrifos**. Disponível em: https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-chlorpyrifos.html. Acesso em: 07 out. 2025.

IARC. (2014). *Report of the Advisory Group to Recommend Priorities for IARC Monographs during 2015–2019*. Lyon: IARC.

IBAMA. (1990). *Manual de testes para avaliação de ecotoxicidade de agentes químicos*. Brasília, DF.

IBAMA. (2025). **Relatórios de Comercialização**. Disponível em: https://www.gov.br/ibama/ptbr/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatoriosde-comercializacao-de-agrotoxicos. Acesso em: 24 mar. 2025.

IBGE. (2022). **Malha Municipal**. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html. Acesso em: 28 jun. 2025.

IBGE. (2025). **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612. Acesso em: 17 abr. 2025.

INCA. (2023). **Agrotóxico**. Disponível em: https://www.gov.br/inca/pt-br/assuntos/causas-e-prevencao-do-

cancer/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxico. Acesso em: 27 set. 2025.

IUPAC. (2025). **Pesticides Properties DataBase**. Disponível em: https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/. Acesso em: 20 jun. 2025.

KENDALL, M. G. (1955). *Rank correlation methods*. New York: Hafner Publishing Company.

KIENZLER, A. et al. (2016). Regulatory assessment of chemical mixtures: Requirements, current approaches and future perspectives. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, 80, 321-334.

LARI, S. Z. et al. (2014). Comparison of pesticide residues in surface water and ground water of agriculture intensive areas. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, 12(11).

MANN, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. **Econometrica**, 13(3), 245-259.

MAPA. (2025). **Informações Técnicas**. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas. Acesso em: 24 jun. 2025.

METCALF; EDDY. (2016). *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos* (5a ed.). Porto Alegre: AMGH.

MIKKONEN, H. G. et al. (2018). Evaluation of methods for managing censored results when calculating the geometric mean. **Chemosphere**, 191, 412-416.

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

NEW ZEALAND. (2022). **Water Services (Drinking Water Standards for New Zealand) Regulations 2022**. Disponível em: https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/2022/0168/latest/whole.html. Acesso em: 07 out. 2025.

NHMRC/NRMMC. (2025). **Australian Drinking Water Guidelines 6: version 3.9 Updated June 2025**. Disponível em: https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines#block-views-block-file-attachments-content-block-1. Acesso em: 07 out. 2025.

POSSAVATZ, J.; ZEILHOFER, P.; PINTO, A. A.; TIVES, A. L.; DORES, E. F. G. C. (2014). Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Ambiente & Água**, 9(1), 83-96.

REGO, E. L.; SOUZA, J. R.; NAKAMURA, T. C.; PORTELA, J. F.; DINIZ, P. H. G. D.; SILVA, J. D. S. (2024). Pesticides in surface water of the Ondas river watershed, western Bahia, Brazil: Spatial-seasonal distribution and risk assessment. **Chemosphere**, 354, 141659.

ROGERS, H. R. (1996). Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and sewage sludges. **Science of The Total Environment**, 185(1-3), 3-26.

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, RS, Brasil.

SAMI, S. A. et al. (2025). A comprehensive review on environmental dynamics of chlorpyrifos: Fate, toxicity, remediation, and regulatory aspects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 308, 119484.

SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION. (2025a). **All POPs listed in the Stockholm Convention**. Disponível em: https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx. Acesso em: 28 set. 2025.

SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION. (2025b). **Parties and Signatories: Status of Ratifications of the Stockholm Convention**. Disponível em: https://www.pops.int/Countries/StatusofRatifications/PartiesandSignatoires/tabid/4500/Default.aspx. Acesso em: 28 set. 2025.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, 52(3-4), 591-611.

SISAGUA. (2025). **Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano – Controle semestral**. Disponível em: https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/sisagua-controle-semestral. Acesso em: 24 abr. 2025.

STENSTROM, M. K.; CARDINAL, L.; LIBRA, J. (1989). Treatment of hazardous substances in wastewater treatment plants. **Environmental Progress**, 8(2), 107-112.

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 Matrixes. **Environmental Science & Technology**, 39(10), 3736-3742.

TUDI, M.; DANIEL RUAN, H.; WANG, L.; LYU, J.; SADLER, R.; CONNELL, D.; CHU, C.; PHUNG, D. T. (2021). Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 18, 1112.

TUDI, M. et al. (2022). Exposure routes and health risks associated with pesticide application. **Toxics**, 10(6), 335.

USEPA. (2018a). *2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Washington, DC: Office of Water.

USEPA. (2024). *Chemicals evaluated for carcinogenic potential*. Corvallis: National Pesticide Information Center.

USEPA. (2025b). **Ingredients Used in Pesticide Products: Chlorpyrifos**. Disponível em: https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/chlorpyrifos. Acesso em: 28 set. 2025.

USEPA. (2022). **ProUCL Software**. Disponível em: https://www.epa.gov/land-research/proucl-software.

Acesso em: 20 jun. 2025.

USEPA. (2025a). **Basic Information about Pesticide Ingredients**. Disponível em: https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/basic-information-about-pesticide-ingredients#Inert. Acesso em: 23 set. 2025.

WEI, G. et al. (2021). Occurrence and risk assessment of currently used organophosphate pesticides in overlaying water and surface sediments in Guangzhou urban waterways, China. **Environmental Science and Pollution Research**, 28, 48194-48206.

WEISNER, O. et al. (2021). Risk from pesticide mixtures – The gap between risk assessment and reality. **Science of the Total Environment**, 796.

WHO. (2022b). *Guidelines for drinking water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda*. Geneva: World Health Organization.

WHO. (2022a). **Pesticide residues in food**. Disponível em: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/pesticide-residues-in-food. Acesso em: 26 set. 2025.

WOŁEJKO, E.; ŁOZOWICKA, B.; JABŁOŃSKA-TRYPUĆ, A.; PIETRUSZYŃSKA, M.; WYDRO, U. (2022). Chlorpyrifos occurrence and toxicological risk assessment: a review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 19(19), 12209.