



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite

Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA)

Rio de Janeiro

2026

Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite

**Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por
Agrotóxicos (IVCAA)**

Tese apresentada como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor, ao Programa de
Pós-Graduação em Meio Ambiente, da
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área
de concentração: Conservação do Meio Ambiente

Orientadora: Prof.^a Dra. Luciene Pimentel da Silva

Coorientadora: Prof.^a Dra. Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis

Rio de Janeiro

2026

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

L533 Leite, Luan Carlos Octaviano Ferreira
Índice de vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano
por agrotóxicos (IVCAA) / Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite. - 2026.
304 f.: il.

Orientadora: Luciene Pimentel da Silva
Coorientadora: Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis
Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de
Janeiro

1. Água potável – Contaminação - Teses. 2. Agrotóxicos – Contaminação
- Teses. 3. Controle de qualidade da água - Teses. I. Silva, Luciene Pimentel
da. II. Boulomytis, Vassiliki Terezinha Galvão. III. Universidade do Estado do
Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 504

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese,
desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite

**Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por
Agrotóxicos (IVCAA)**

Tese apresentada, como requisito parcial
para obtenção do título de Doutor, ao
Programa de Pós-Graduação em Meio
Ambiente, da Universidade do Estado do Rio
de Janeiro. Área de concentração:
Conservação do Meio Ambiente.

Aprovada em 23 de abril de 2026.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Luciene Pimentel da Silva (Orientadora)
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Prof.^a Dra. Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis (Coorientadora)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo

Prof.^a Dra. Renata de Oliveira Pereira
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof.^a Dra. Agnes Silva de Araujo
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Prof. Dr. Edilberto Nunes de Moura
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Prof. Dr. Marcos Antonio dos Santos Fernandez
Departamento de Oceanografia e Hidrologia - UERJ

Prof. Dr. Duarcides Ferreira Mariosa
Pontifícia Universidade Católica de Campinas

Rio de Janeiro

2026

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese aos meus pais, Mario e Rita, por toda a compreensão, apoio e amor ao longo dos anos; e a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que eu pudesse concluir esse trabalho.

AGRADECIMENTOS

Às minhas orientadoras, Profa. Dra. Luciene Pimentel da Silva e Profa. Dra. Vassiliki Terezinha Gavão Boulomytis, por confiarem no meu potencial, por todo o apoio e pelo conhecimento compartilhado ao longo deste percurso. Foi um privilégio contar com o auxílio de vocês nesses quatro anos de trabalho.

Aos membros das bancas de qualificação e de defesa final da tese, pelas valiosas e engrandecedoras contribuições, que muito acrescentaram a este trabalho.

A todos os docentes, discentes e demais funcionários do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, que, por meio do compromisso com o ensino, a pesquisa e a extensão, contribuem diariamente para o fortalecimento da ciência brasileira e para a formação de profissionais comprometidos com a construção de um país mais justo, sustentável e ambientalmente responsável.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para a realização e o desenvolvimento desta pesquisa.

Por fim, agradeço a Deus e aos meus pais, Mario e Rita, que são minha base e sempre fizeram o possível para que eu pudesse buscar um futuro melhor. Estendo esse agradecimento à minha namorada Tamíres e a toda a minha família, que estiveram ao meu lado nos momentos de dificuldade. Muito obrigado por tudo.

“A ciência é uma forma de pensar mais do que é um corpo de conhecimentos”.

Carl Sagan.

RESUMO

LEITE, Luan Carlos Octaviano Ferreira. **Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA)**. 2026. 304f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2026.

A contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos constitui um problema complexo e multifatorial, especialmente em países com uso intensivo dessas substâncias e grandes desigualdades socioambientais, como o Brasil. Apesar da relevância do tema, as estratégias de priorização geográfica para o monitoramento de agrotóxicos na água ainda se baseiam, majoritariamente, em abordagens que privilegiam atributos físicos e hidrogeológicos do território, com limitada incorporação de variáveis agrícolas, sociais e sanitárias. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo propor e validar o Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água por Agrotóxicos (IVCAA). Trata-se de uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para a priorização de municípios para o monitoramento dessas substâncias na água para consumo humano. A pesquisa foi estruturada com base em um arcabouço teórico-metodológico para justificar e orientar a proposta. Para isso, realizou-se uma revisão de literatura sobre os índices de vulnerabilidade e modelos de avaliação de risco associados à contaminação hídrica por agrotóxicos. Em seguida, procedeu-se à análise de conteúdo de documentos oficiais do Ministério da Saúde, com o objetivo de identificar lacunas nas recomendações para priorização geográfica do monitoramento dessas substâncias. A partir desse arcabouço, foi consolidada a proposta metodológica, que foi então aplicada às bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ). Essa unidade de estudo é uma área caracterizada por intensa atividade agrícola, elevada densidade populacional e importância estratégica para o abastecimento público. Os resultados obtidos a partir da aplicação do IVCAA passaram por um processo de validação. Nesse processo, o IVCAA foi confrontado com o DRASTIC-LU, ferramenta mais utilizada segundo a literatura, por meio de análises estatísticas para verificar a existência de diferenças. Também foi realizada uma análise de incerteza, em que se mediu a sensibilidade da proposta metodológica do IVCAA frente aos fatores de incerteza em sua estrutura. Por último, foi realizada uma análise de sensibilidade para avaliar internamente o IVCAA, identificando os indicadores e dimensões mais e menos relevantes. Os resultados evidenciaram diferenças estatisticamente significativas entre o IVCAA e o DRASTIC-LU, indicando que a incorporação de dimensões sociais, sanitárias e agrícolas altera de forma substantiva os padrões espaciais de vulnerabilidade identificados. As análises de sensibilidade demonstraram que, embora o IVCAA apresente robustez em relação aos valores absolutos, o ranqueamento dos municípios é sensível às escolhas metodológicas, especialmente aos métodos de agregação, ressaltando a importância de uma utilização crítica dessas ferramentas em processos decisórios. No contexto das Bacias PCJ, o IVCAA mostrou-se capaz de auxiliar o processo de priorização identificando municípios, ETAs e mananciais sob ameaça. Conclui-se, portanto, que o IVCAA representa uma contribuição relevante para o aprimoramento das estratégias de vigilância da qualidade da água para consumo humano, ao oferecer uma abordagem multidimensional e territorialmente

sensível da vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos. A ferramenta proposta pode subsidiar políticas públicas mais equitativas e eficientes, além de contribuir para o avanço metodológico no campo da avaliação de risco e da construção de índices compostos em contextos socioambientais complexos.

Palavras-chave: qualidade da água; índices compostos; análise multidimensional; apoio à tomada de decisão.

ABSTRACT

LEITE, Luan Carlos Octaviano Ferreira. **Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA)**. 2026. 304f Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2026.

Contamination of drinking water by pesticides constitutes a complex and multifactorial problem, particularly in countries characterized by intensive use of these substances and pronounced socio-environmental inequalities, such as Brazil. Despite the relevance of this issue, geographic prioritization strategies for pesticide monitoring in drinking water are still largely based on approaches that emphasize the physical and hydrogeological attributes of the territory, with limited incorporation of agricultural, social, and health-related variables. In this context, the present study aimed to propose and validate the Water Contamination Vulnerability Index by Pesticides (IVCAA). This index is designed as a decision-support tool to prioritize municipalities for the monitoring of pesticides in drinking water. The research was structured upon a theoretical–methodological framework developed to justify and guide the proposed approach. First, a literature review was conducted focusing on vulnerability indices and risk assessment models related to pesticide contamination of water resources. Subsequently, a content analysis of official documents issued by the Brazilian Ministry of Health was performed to identify gaps in existing recommendations for the geographic prioritization of pesticide monitoring. Based on this framework, the methodological proposal was consolidated and applied to the Piracicaba, Capivari, and Jundiaí River Basins (PCJ), a region characterized by intensive agricultural activity, high population density, and strategic importance for public water supply. The results obtained from the application of the IVCAA underwent a validation process. In this stage, the IVCAA was compared with the DRASTIC-LU model—the most widely used tool according to the literature—through statistical analyses aimed at assessing the existence of significant differences between the approaches. Additionally, an uncertainty analysis was conducted to assess the sensitivity of the IVCAA methodological structure to uncertainty factors. Finally, a sensitivity analysis was performed to assess the internal behavior of the index, identifying the most and least influential indicators and dimensions. The results revealed statistically significant differences between the IVCAA and the DRASTIC-LU model, indicating that incorporating social, health-related, and agricultural dimensions substantially alters the spatial patterns of vulnerability identified. Sensitivity analyses showed that, although the IVCAA demonstrates robustness in terms of absolute values, the ranking of municipalities is sensitive to methodological choices—particularly aggregation methods—highlighting the importance of a critical use of such tools in decision-making processes. In the context of the PCJ River Basins, the IVCAA proved effective in supporting prioritization processes by identifying municipalities, water treatment plants, and water sources under potential threat. It is therefore concluded that the IVCAA represents a relevant contribution to the improvement of drinking water quality surveillance strategies, by offering a multidimensional and territorially sensitive approach to vulnerability to pesticide contamination. The proposed tool can support more equitable and efficient public policies, while also contributing to methodological

advances in risk assessment and the construction of composite indices in complex socio-environmental contexts.

Keywords: water quality; composite index; multidimensional analysis; decision-support tools.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Abrangência e complexidade do conceito de vulnerabilidade	39
Figura 2 - Fases de funcionamento dos sistemas socioecológicos	43
Figura 3 - Etapas do ciclo de panarquia em sistemas socioecológicos	44
Figura 4 - Produção agrícola anual, em toneladas, nos três estados brasileiros com maior produção e nos demais, no período entre os anos de 2015 e 2024	48
Figura 5 - Extensão de área plantada, em hectares, nos três estados brasileiros com maior extensão e nos demais estados, no período entre os anos de 2015 e 2024 ..	49
Figura 6 - Valor da produção agrícola brasileira, em mil reais (R\$), nos três estados brasileiros com maiores valores e nos demais, no período entre os anos de 2015 e 2024	50
Figura 7. Ranque das 10 commodities agrícolas exportadas pelo Brasil no ano de 2023	51
Figura 8 – Participação do Brasil entre os 10 principais países produtores e exportadores de soja, milho, café e laranja no ano de 2023.....	53
Figura 9. Total de agrotóxicos comercializados no território brasileiro, em toneladas, no período entre os anos de 2009 e 2023.....	58
Figura 10 - Total de registros de agrotóxicos, seus componentes e afins no Brasil entre os anos de 2000 e 2025.....	59
Figura 11 - Classificação toxicológica, conforme a ANVISA, dos agrotóxicos, seus componentes e afins com registro aprovado no Brasil entre os anos de 2000 e 2025	60
Figura 12 - Classificação toxicológica, conforme o IBAMA, dos agrotóxicos, seus componentes e afins com registro aprovado no Brasil entre os anos de 2000 e 2025	61
Figura 13 - Consumo total de agrotóxicos nos estados brasileiros no período entre os anos de 2009 e 2023	62
Figura 14 - Ranqueamento dos 10 países com maior consumo de agrotóxicos registrado no período entre 2018 e 2023	63
Figura 15 - Dinâmica da contaminação hídrica por agrotóxicos	69
Figura 16 - Estrutura do Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil	82

Figura 17 - Linha do tempo das portarias do Ministério da Saúde relacionadas à qualidade da água para consumo humano no Brasil.....	84
Figura 18 - Ações básicas de operacionalização da vigilância da qualidade da água para consumo humano	86
Figura 19. Número de parâmetros para agrotóxicos estabelecidos nos padrões de qualidade da água para consumo humano nas Portarias nº 36/1990, 1.469/2000, 518/2004, 5/2017 e 888/2021	88
Figura 20. Total de análises de qualidade da água para consumo humanos realizadas no Brasil entre 2024 e 2024 para a detecção de agrotóxicos	91
Figura 21 – Crescimento da produção científica sobre índices e indicadores.	96
Figura 22 - Pirâmide da perda de informações para utilização de indicadores	98
Figura 23 - Etapas metodológicas adotadas para a condução da pesquisa	108
Figura 24 - Mapa de localização da área de estudo, contemplando os municípios inseridos total ou parcialmente nas Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, Brasil	109
Figura 25 - Etapas percorridas para a construção do arcabouço teórico.....	117
Figura 26 - Procedimentos adotados na etapa de consolidação da proposta metodológica.....	129
Figura 27. Indicadores pré-selecionados e dimensões nas quais foram agrupados para composição do IVCAA	131
Figura 28 - Etapas adotadas para validação da proposta metodológica do IVCAA	157
Figura 29 - Resultados obtidos ao longo das etapas de triagem dos estudos na revisão sistemática de literatura	168
Figura 30 - Número de artigos publicados por país, durante os anos de 2000 e 2023, conforme a revisão sistemática de literatura	169
Figura 31 - Número de artigos publicados entre os anos de 2000 e 2023, agregados conforme o tipo de manancial hídrico considerado em suas análises	170
Figura 32 - Variáveis mais recorrentes entre os artigos publicados no período entre 2000 e 2023. A fonte em tamanho maior e a mancha em vermelho sugerem uma maior recorrência, a fonte menor e manchas mais claras sugerem menor recorrência....	171
Figura 33 - Distribuição dos indicadores utilizados para avaliação do risco nos artigos conforme as dimensões ambiental, agrícola, social e sanitária	172
Figura 34 - Densidade de recorrência das palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados	173

Figura 35 - Mapa de densidade de recorrência das palavras-chave utilizadas para a busca dos artigos, entre as palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados.....	174
Figura 36 - Agrupamento dos indicadores apresentados nos documentos analisados conforme as dimensões em que se enquadram.....	179
Figura 37 Comparativo dos termos codificados entre os documentos analisados..	182
Figura 38 - Classificação dos resultados obtidos para cada critério em cada um dos documentos analisados, onde 0 = não atendido, 1 = parcialmente atendido e 2 = totalmente atendido.....	184
Figura 39 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão ambiental	188
Figura 40 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão agrícola	191
Figura 41 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão social	194
Figura 42 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão sanitária	196
Figura 43 - Distribuição espacial do IVCAA da dimensão ambiental no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ	203
Figura 44 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão agrícola no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ.....	204
Figura 45 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão social no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ.....	206
Figura 46 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão sanitária no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ.....	207
Figura 47 - Distribuição espacial do IVCAA no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ	209
Figura 48 - Área do município de Piracicaba, SP, com varrições nos valores de IVCAA. a - Distribuição espacial dos valores de IVCAA; b – Imagem de satélite da área ...	211
Figura 49 - Distribuição espacial do índice DRASTIC-LU no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ	220
Figura 50 - Gráfico com a distribuição dos valores de DRASTIC-LU médio municipal dos municípios inseridos total ou parcialmente no território das bacias PCJ	222

Figura 51 - Gráfico de dispersão dos valores de DRASTIC-LU médio municipal em relação aos valores de IVCAA médio municipal, com os resultados do coeficiente de correlação de Spearman	223
Figura 52 - Distribuição espacial do IVCAA calculado utilizando pesos iguais para os indicadores, no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ	226
Figura 53 - Distribuição espacial do IVCAA calculado utilizando a soma direta dos indicadores, no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ	227
Figura 54 - Gráfico da distribuição dos valores médios municipais de IVCAA, IVCAA-PI e IVCAA-SD, e dos resultados do teste de Wilcoxon	228
Figura 55 - Gráfico de dispersão dos valores de (a) IVCAA-PI médio municipal e (b) IVCAA-SD médio municipal, em relação aos valores de IVCAA médio municipal e dos resultados do Coeficiente de Correlação de Spearman	229

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais conceitos relevantes para a avaliação e gestão de risco, com suas respectivas definições e autores (continua)	36
Quadro 1 - Principais conceitos relevantes para a avaliação e gestão de risco, com suas respectivas definições e autores (continuação).....	36
Quadro 2 - Ranqueamento dos 5 agrotóxicos mais comercializados por ano no período entre os anos de 2019 e 2023.....	63
Quadro 3 - Tipos de intoxicação aguda por agrotóxicos e seus principais sintomas	72
Quadro 4 - Prós e contras da utilização de índices	97
Quadro 5 - Questões para direcionar as escolhas metodológicas para a construção de um índice	100
Quadro 6 - Divisão das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá em sub-bacias e municípios (continua)	110
Quadro 6 - Divisão das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá em sub-bacias e municípios (continuação).....	110
Quadro 7 - Palavras-chave e critérios utilizados para realizar a revisão sistemática de bibliografia	120
Quadro 8 - Grupos de informações selecionados para a análise de conteúdo e seus respectivos significados	122
Quadro 9 - Material considerado para a análise de conteúdo, seus respectivos objetivos e referências (continua).....	124
Quadro 9 - Material considerado para a análise de conteúdo, seus respectivos objetivos e referências (continuação).....	125
Quadro 10 - Reclassificação adotada para os valores originais das classes do modelo DRASTIC-LU	149
Quadro 11 - Sistema de classificação adotado para o conjunto de indicadores pré-selecionado para compor o IVCAA (continua).....	150
Quadro 11 - Sistema de classificação adotado para o conjunto de indicadores pré-selecionado para compor o IVCAA (continuação).....	150
Quadro 12 - Sistema de classificação fixa proposto para interpretação dos resultados do IVCAA	156

Quadro 13 - Parâmetros utilizados para a aplicação do modelo DRASTIC-LU com suas respectivas classificações (continua)	159
Quadro 13 - Parâmetros utilizados para a aplicação do modelo DRASTIC-LU com suas respectivas classificações (continuação).....	159
Quadro 14 - Classificação aplicada aos resultados do modelo DRASTIC-LU	161
Quadro 15 - Estações de tratamento de água inseridas nos municípios prioritários, e suas respectivas capacidades de tratamento, manancial de captação e vazão média captada (continua)	214
Quadro 15 - Estações de tratamento de água inseridas nos municípios prioritários, e suas respectivas capacidades de tratamento, manancial de captação e vazão média captada (continuação).....	213

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pesos atribuídos aos parâmetros (D) profundidade do nível d'água; (R) taxa de recarga do aquífero; (A) composição do aquífero; (S) textura do solo; (T) topografia (declividade); (I) influência do material da zona vadosa; (C) condutividade hidráulica do solo; e (LU) uso do solo.	161
Tabela 2 - Pesos atribuídos pelos participantes, pesos finais e desvio padrão calculados para cada um dos indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA, no processo de ponderação participativa (continua)	200
Tabela 2 - Pesos atribuídos pelos participantes, pesos finais e desvio padrão calculados para cada um dos indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA, no processo de ponderação participativa (continuação).....	199
Tabela 3 - Área e percentual do território da área de estudo coberto por cada uma das classes de vulnerabilidade	221
Tabela 4. Resultados do teste de Wilcoxon para o IVCAA e o modelo DRASTIC-LU	223
Tabela 5 - Resultados do coeficiente de concordância de Kendall entre os valores médios municipais de IVCAA e das versões IVCAA-PI e IVCAA-SD	229
Tabela 6 - Estatísticas básicas do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal	231
Tabela 7 - Resultados do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal	232
Tabela 8 - Estatísticas básicas do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição do conjunto de indicadores pré-selecionados para os valores de IVCAA médio municipal	233
Tabela 9 - Resultados do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal	234
Tabela 10 - Valores do Fator de Inflação da Variância para o conjunto de indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA (continua).....	245

Tabela 10 - Valores do Fator de Inflação da Variância para o conjunto de indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA (continuação).....	245

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IVCAA	Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos
SINVAS	Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental
VIGIAGUA	Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
ETA	Estações de Tratamento de Água
ONU	Organização das Nações Unidas
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
SSE	Sistema Socioecológico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
DDT	Dicloro-difenil-tricloroetano
PNDA	Programa Nacional de Defensivos Agrícolas
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Kow	Coeficiente de Partição Octanol-Água
Koc	Coeficiente de Adsorção ao Carbono Orgânico
PV	Pressão de Vapor
KH	Constante da Lei de Henry
EPI	Equipamento de Proteção Individual
SDSV	Serviço de Defesa Sanitária Vegetal
MMA	MMA – Ministério do Meio Ambiente
PL	Projeto de Lei

SISPA	Sistema Unificado de Informação, Petição e Avaliação Eletrônica
OMS	Organização Mundial da Saúde
SUS	Sistema Único de Saúde
CGVAM	Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
SVS	Secretaria de Vigilância em Saúde
VSA	Vigilância em Saúde Ambiental
SVSA	Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente
DNPAQACH	Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Qualidade da Água para Consumo Humano
SSAA	Sistemas e Soluções Alternativas de Abastecimento
VMP	Valor Máximo Permitido
DNMACH	Diretrizes para o Monitoramento de Agrotóxicos em Água para Consumo Humano
DNVSPEA	Diretrizes Nacionais para a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos
OTMAACH	Orientações Técnicas para o Monitoramento de Agrotóxicos na Água para Consumo Humano
OCDE	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
Bacias PCJ	Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí
Comitês PCJ	Comitês de Bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí
P888	Portaria nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde
SIAGAS	Sistema de Informação de Águas Subterrâneas
SGB	Serviço Geológico Brasileiro
MRN	Mapeamento de Recursos Naturais
SEMIL	Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística
SEMAD	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
IVCAA-PI	IVCAA com pesos iguais
IVCAA-SD	IVCAA com soma direta
SIG	Sistema de Informações Geográficas

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	26
1.	REFERENCIAL TEÓRICO	33
1.1.	Fundamentos da avaliação e gestão integrada de riscos	34
1.1.1.	<u>Conceitos básicos para a gestão e avaliação de riscos</u>	34
1.1.2.	<u>Os sistemas socioecológicos como ferramentas para gestão de problemas complexos</u>	40
1.2.	Contextualização da produção agrícola no Brasil	45
1.2.1.	<u>Consolidação histórica da agricultura brasileira</u>	45
1.2.2.	A produção agrícola brasileira e seu papel no mercado global	47
1.3.	Histórico e perfil do consumo de agrotóxicos no Brasil	55
1.3.1.	<u>Introdução dos agrotóxicos na agricultura brasileira</u>	55
1.3.2.	<u>Perfil do consumo de agrotóxicos do Brasil em escala nacional e global</u>	57
1.4.	Consequências ambientais e sanitárias do uso desordenado de agrotóxicos	65
1.4.1.	<u>Impactos ambientais do uso de agrotóxicos</u>	65
1.4.1.1.	Contaminação hídrica por agrotóxicos	68
1.4.2.	<u>Impactos dos agrotóxicos à saúde humana</u>	71
1.5.	Background político e regulatório da contaminação da água para consumo humano no Brasil	74
1.5.1.	<u>Histórico da regulação para registro de agrotóxicos no Brasil</u>	74
1.5.2.	<u>O Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental</u>	79
1.5.3.	<u>Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil</u>	83
1.5.3.1.	Monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano	87
1.5.3.2.	Priorização de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano	92
1.6.	Indicadores e índices como ferramentas de apoio à tomada de decisão	95
1.6.1.	<u>Conceituação de indicadores e índices</u>	95
1.6.2.	<u>Preceitos da construção e utilização de índices</u>	100

1.6.3.	<u>Utilização de índices na avaliação e gestão do risco de contaminação por agrotóxicos</u>	105
2.	MATERIAL E MÉTODOS	107
2.1.	Caracterização da área de estudo	109
2.2.	Construção do arcabouço teórico	116
2.2.1.	<u>Definição da estrutura conceitual</u>	117
2.2.2.	<u>Revisão e análise da literatura sobre ferramentas de avaliação do risco à contaminação hídrica por agrotóxicos</u>	120
2.2.2.1.	Revisão sistemática da literatura	120
2.2.2.2.	Análise de conteúdo	121
2.2.3.	<u>Análise das Diretrizes do Ministério da Saúde</u>	123
2.2.3.1.	Pré-análise	123
2.2.3.2.	Exploração do material	127
2.2.3.3.	Tratamento e interpretação dos resultados	128
2.3.	Consolidação da proposta metodológica	128
2.3.1.	<u>Seleção e obtenção dos indicadores</u>	130
2.3.1.1.	Dimensão ambiental	132
2.3.1.2.	Dimensão agrícola	137
2.3.1.3.	Dimensão social:	140
2.3.1.4.	Dimensão sanitária	143
2.3.2.	<u>Normalização dos indicadores</u>	147
2.3.3.	<u>Classificação dos indicadores</u>	148
2.3.4.	<u>Ponderação participativa dos indicadores</u>	152
2.3.5.	<u>Agregação dos indicadores</u>	154
2.4.	Validação da proposta metodológica	157
2.4.1.	<u>IVCAA vs. DRSTIC-LU</u>	158
2.4.1.1.	Aplicação do modelo DRASTIC-LU	158
2.4.1.2.	Análise estatística	162
2.4.2.	<u>Análise de incerteza</u>	163
2.4.3.	<u>Análise de sensibilidade</u>	165
3.	ANÁLISE DOS RESULTADOS	167
3.1.	Construção do arcabouço teórico-metodológico	167
3.1.1.	<u>Revisão sistemática da literatura científica</u>	167
3.1.1.1.	Resultados bibliométricos e análise do conteúdo	167

3.1.1.2.	Síntese integrativa da literatura e implicações para a proposição do IVCAA.....	174
3.1.2.	<u>Análise das Diretrizes do Ministério da Saúde</u>	177
3.1.2.1.	Resultados gerais e critérios categóricos analisados	177
3.1.2.1.1.	Indicadores para priorização geográfica.....	177
3.1.2.1.2.	Multidimensionalidade.....	179
3.1.2.1.3.	Sugestão de bases de dados ou sistemas de informação	180
3.1.2.1.4.	Inclusão de populações vulneráveis.....	181
3.1.2.1.5.	Complementariedade	182
3.1.2.2.	Lacunas nas diretrizes do Ministério da Saúde e implicações para a proposição do IVCAA	184
3.1.3.	<u>Integração crítica dos resultados para consolidação do arcabouço teórico-metodológico</u>	186
3.2.	Consolidação da proposta metodológica	187
3.2.1.	<u>Análise dos indicadores selecionados</u>	187
3.2.1.1.	Dimensão ambiental.....	188
3.2.1.2.	Dimensão agrícola	191
3.2.1.3.	Dimensão social	193
3.2.1.4.	Dimensão sanitária.....	195
3.2.1.5.	Síntese dos resultados dos indicadores	198
3.2.2.	<u>Ponderação participativa dos indicadores</u>	199
3.3.	Composição do IVCAA	202
3.3.1.	<u>Dimensões do IVCAA</u>	202
3.3.1.1.	Dimensão ambiental.....	202
3.3.1.2.	Dimensão agrícola	204
3.3.1.3.	Dimensão social	205
3.3.1.4.	Dimensão sanitária.....	207
3.3.1.5.	IVCAA	208
3.3.1.5.1.	Priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano nas Bacias PCJ.....	212
3.4.	Validação da proposta metodológica	219
3.4.1.	<u>Análise pareada entre o IVCAA e o DRASTIC-LU</u>	219
3.4.1.1.	Aplicação do modelo DRASTIC-LU	219
3.4.1.2.	Comparação entre IVCAA e DRASTIC-LU	222

3.4.2.	<u>Análise de incerteza</u>	225
3.4.2.1.	IVCAA com pesos iguais	225
3.4.2.2.	IVCAA com soma direta	226
3.4.2.3.	Análise estatística	227
3.4.3.	<u>Análise de sensibilidade</u>	230
3.4.3.1.	Sensibilidade às dimensões	231
3.4.3.2.	Sensibilidade aos indicadores	233
3.4.3.3.	Análise de colinearidade	245
3.4.4.	<u>Síntese do processo de validação</u>	247
4.	DISCUSSÃO GERAL	250
5.	RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	256
	CONCLUSÕES	257
	REFERÊNCIAS	259
	ANEXO A - Termo de Consentimento Livre e Esclarecido	293
	ANEXO B - Parecer consubstanciado do CEP	302

INTRODUÇÃO

A tese está inserida na temática da saúde ambiental. Mais precisamente, na disponibilização de ferramentas para a proteção da qualidade da água para consumo humano contra os riscos associados ao uso desordenado de agrotóxicos no Brasil. Trata-se de uma pesquisa de natureza aplicada, com abordagem quali-quantitativa, de caráter exploratório e descritivo, com componente metodológico propositivo.

Seu caráter qualitativo consiste na análise documental e de conteúdo da produção científica e de diretrizes institucionais, visando ao levantamento de dados e lacunas que justifiquem e orientem sua realização. Seu caráter quantitativo e metodológico, por sua vez, refere-se à análise dos dados coletados e à operacionalização da base conceitual para a construção e aplicação do Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA).

As seções seguintes, referem-se à delimitação do problema, a justificativa e as contribuições da pesquisa, bem como as questões motivadoras, hipóteses, objetivo geral e objetivos específicos.

Delimitação do problema, da justificativa e das contribuições da pesquisa

A agricultura é uma atividade essencial em todo o mundo e desempenha um papel fundamental no desenvolvimento social e econômico do Brasil. Ao longo dos anos, o setor agrícola brasileiro se consolidou, tornando o país um dos principais produtores e exportadores de commodities agrícolas. No entanto, as pressões decorrentes do aumento da produção têm se dado, em muitos casos, em detrimento dos princípios do desenvolvimento sustentável. No presente trabalho, a externalidade negativa dos sistemas agrícolas em análise é a contaminação hídrica por agrotóxicos.

Desde o início dos anos 2000, observa-se uma difusão sem precedentes do uso de agrotóxicos em território brasileiro. Como consequência, o país figura atualmente entre os países com maior consumo de agrotóxicos no mundo. Esse posicionamento, muitas vezes baseado no discurso de garantia da segurança

alimentar, pode causar uma série de problemas, que vão desde conflitos agrários até a contaminação de compartimentos ambientais (ar, solo, água) e de seres vivos (a fauna, a flora e os seres humanos). No contexto do presente trabalho, o foco está direcionado à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos, bem como à avaliação e à gestão dos riscos decorrentes desse impacto.

A contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos é um fenômeno de origem antrópica, com uma relação profunda e complexa com o sistema socioecológico local. A partir do momento em que ocorre, a contaminação pode causar efeitos negativos reconhecidos na saúde humana. Porém, a probabilidade de que tal contaminação ocorra é amplificada ou reduzida por diversos fatores. Estão envolvidas nesse processo as características físico-químicas de cada agrotóxico, as características ambientais regionais, as práticas de manejo agrícola adotadas e sua sazonalidade. Além disso, fatores socioeconômicos e sanitários, como nível de escolaridade, renda, acesso ao saneamento básico e aos serviços de saúde, podem ser determinantes para o nível de exposição e a gravidade dos efeitos sobre a população, bem como para sua resiliência e capacidade de resposta.

Devido à sua multidimensionalidade, a contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos requer a implementação de mecanismos de proteção das populações contra riscos potenciais. O Brasil dispõe do Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVAS), que atua no âmbito do Ministério da Saúde. Esse sistema conta com mecanismos de monitoramento, controle e vigilância da qualidade dos compartimentos ambientais. No caso da qualidade da água para consumo humano, o monitoramento é operacionalizado por meio do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA), de forma conjunta entre o setor de saúde e os responsáveis pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs). Os resultados desse processo são disponibilizados pelo Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), o que permite identificar padrões e anomalias que justifiquem intervenções para corrigir o problema.

Porém, no que se refere à priorização de áreas para o monitoramento específico de agrotóxicos, observam-se lacunas. As diretrizes disponibilizadas pelo Ministério da Saúde para a realização desse procedimento apresentam conjuntos de indicadores limitados e, muitas vezes, tendenciosos a aspectos sanitários e ambientais, ignorando fatores socioeconômicos e agrícolas. As diretrizes também

tendem a ser desconexas entre si, sem uma ordenação hierárquica clara ou mesmo uma sistematização de bases de dados que possam subsidiar esse processo. Todas essas vulnerabilidades podem ser um obstáculo à disseminação do monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano no território brasileiro.

A diversidade de fatores envolvidos na contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos e as limitações presentes nas diretrizes governamentais para a priorização de áreas para monitoramento tornam necessária a busca por ferramentas que facilitem e sistematizem esse processo. Atualmente, uma das alternativas mais utilizadas em todo o mundo para a avaliação do risco e da vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos é o modelo DRASTIC-LU. Entretanto, observa-se que essa ferramenta adota uma abordagem unidimensional, limitada aos fatores hidrogeológicos da área de estudo. Assim, ele ignora outros aspectos relevantes dos sistemas socioecológicos envolvidos na dinâmica da contaminação. Isso pode representar uma simplificação exagerada da realidade, especialmente em países altamente diversificados, ambientalmente, socialmente, culturalmente e politicamente, como o Brasil.

Nesse contexto, os índices destacam-se como ferramentas capazes de simplificar fenômenos complexos por meio da agregação de informações em uma única unidade de medida. Sua utilização pode ser muito relevante em situações de avaliação de risco, apoiando o processo de priorização. É nesse ponto e com base em todos os problemas apresentados que se insere a proposta do IVCAA como uma ferramenta de apoio à tomada de decisão no procedimento de priorização de municípios para a realização do monitoramento. Espera-se, dessa forma, contribuir para melhorar a eficácia e a eficiência das práticas de vigilância da qualidade da água relacionada aos agrotóxicos. Com base nesses problemas, a realização da presente pesquisa se justifica.

Os benefícios que podem ser obtidos a partir da aplicação prática dos resultados da pesquisa foram organizados em três contribuições principais. A primeira delas é a consolidação de uma estrutura teórico-metodológica para direcionar a priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano. Tal estrutura será construída a partir da sistematização dos sistemas de informações e das bases de dados disponíveis no território nacional, bem como da estruturação de um fluxo de trabalho. Dessa forma, torna-se mais fácil replicar o

IVCAA em outras regiões do Brasil ou adaptar a proposta metodológica original às especificidades locais.

A segunda contribuição esperada da proposição do IVCAA é a disponibilização de uma ferramenta com abordagem multidimensional, capaz de abranger toda a complexidade dos fatores envolvidos na contaminação da água de consumo humano por agrotóxicos. A partir da ótica dos sistemas socioecológicos, o Brasil se mostra um sistema altamente complexo. Seu território possui dimensões continentais e uma enorme diversidade de ecossistemas. Além disso, sua população lida com desigualdades sociais e conflitos socioambientais profundos, com implicações diretas para a vulnerabilidade e a capacidade de resposta. O IVCAA busca incluir esse tipo de informação e romper com as abordagens tradicionais e disciplinares. Ele se apresenta, portanto, como uma ferramenta adaptada à realidade brasileira.

A terceira contribuição do IVCAA está relacionada à utilização de seus resultados na construção de um sistema mais eficiente de verificação da qualidade da água destinada ao consumo humano. Com base em seus resultados, os gestores públicos e tomadores de decisão podem direcionar ações de monitoramento de agrotóxicos em regiões sob ameaça real de contaminação e/ou vulneráveis a seus efeitos. Assim, é possível evitar o desperdício de tempo e recursos em regiões com menor risco. Dessa forma, é possível que haja um rearranjo dos grupos de municípios que realizam o monitoramento dessas substâncias e os que não o realizam. Para isso, é importante que, com base nos resultados do IVCAA, se mantenha o monitoramento em municípios prioritários que já o realizam e se incentive sua implementação naqueles que, embora prioritários, ainda não o realizam.

QUESTÕES DA PESQUISA

- Em que medida o IVCAA pode subsidiar a gestão do risco de contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos?
- O IVCAA, enquanto abordagem multidimensional, produz resultados distintos daqueles obtidos com métodos unidimensionais clássicos, como o modelo DRASTIC-LU?

- Como os fatores ambientais, agrícolas, sociais e sanitários contribuem, de forma integrada, para a caracterização da vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos?
- O IVCAA pode contribuir para superar as limitações atuais no monitoramento, na gestão e no controle da contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos no Brasil?

HIPÓTESES DA PESQUISA

- Modelos tradicionais para análise de risco e vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos, baseados apenas em fatores ambientais e hidrogeológicos do meio físico, podem subestimar a complexidade dos fatores envolvidos na contaminação hídrica por agrotóxicos.
- As diretrizes do Ministério da Saúde apresentam lacunas teórico-metodológicas que podem ser exploradas para a proposição de um índice de vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos.
- A inclusão de fatores socioeconômicos, sanitários e agrícolas pode contribuir para a construção de um índice de vulnerabilidade com resultados mais adequados à natureza multidimensional e interdisciplinar da contaminação hídrica por agrotóxicos.
- Os dados de livre acesso disponibilizados por órgãos e entidades públicas e/ou privadas brasileiras podem subsidiar a elaboração de um índice de vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos adaptado à realidade nacional.
- A proposição do IVCAA pode aprimorar a tomada de decisão e a alocação de recursos em projetos, medidas e políticas públicas de proteção sanitária e ambiental, por meio do monitoramento e controle da contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

OBJETIVO GERAL

Desenvolver e validar o IVCAA como uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para a priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano e para a implementação de medidas, projetos, planos e políticas públicas de proteção socioambiental e sanitária.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar, na literatura científica, lacunas em relação às ferramentas de análise de risco de contaminação da água por agrotóxicos que justifiquem e orientem a proposição do IVCAA;
- Identificar, nas diretrizes do Ministério da Saúde, lacunas presentes nas orientações para a realização do processo de priorização geográfica para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano, que justifiquem e orientem a proposição do IVCAA;
- Construir, através da literatura científica e das lacunas identificadas, um arcabouço teórico-metodológico para subsidiar a proposta do IVCAA;
- Definir, através da literatura científica, das diretrizes do Ministério da Saúde e de um processo participativo, um conjunto de indicadores para composição do IVCAA e seus respectivos pesos de importância;
- Estruturar e apresentar a proposta metodológica do IVCAA com base no arcabouço teórico-metodológico e nas lacunas identificadas;
- Realizar um estudo de caso com a aplicação do IVCAA no território das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (bacias PCJ);
- Aplicar o modelo DRASTIC-LU às bacias PCJ para validação dos resultados obtidos com o IVCAA;
- Conduzir uma análise de incertezas para validar a robustez da proposta metodológica do IVCAA frente a alterações em sua estrutura;

- Conduzir uma análise de sensibilidade para validar internamente a proposta metodológica do IVCAA, avaliando o desempenho individual de cada indicador e testando as hipóteses que justificaram sua inclusão.

1. REFERENCIAL TEÓRICO

O referencial teórico desta pesquisa foi organizado para permitir uma compreensão clara e progressiva dos conceitos e fundamentos relacionados à priorização de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil. Para isso, o capítulo foi estruturado em seis eixos temáticos considerados essenciais para situar o problema e fundamentar a proposta do estudo. São abordados os princípios da avaliação e da gestão integrada de riscos, o desempenho da agricultura brasileira em cenários nacionais e internacionais, seu histórico de consumo de agrotóxicos, bem como os impactos ambientais e sanitários associados a esses compostos. Também são discutidos os principais marcos legais que regulam a qualidade da água e o seu monitoramento, além do papel de índices e indicadores como instrumentos de avaliação de risco e de apoio à tomada de decisão. Ao longo do texto, evidenciam-se desafios e limitações nas políticas e práticas atuais, que motivam e justificam o desenvolvimento da proposta apresentada nesta tese.

No capítulo “Fundamentos da avaliação e gestão integrada de riscos”, são apresentados os conceitos básicos para a gestão e avaliação de riscos, bem como a utilização do conceito de sistemas socioecológicos na gestão de fenômenos complexos.

No capítulo “Contextualização da produção agrícola no Brasil”, apresenta-se uma descrição do processo de consolidação histórica da agricultura brasileira, bem como de seus padrões produtivos e de sua inserção no mercado global.

Da mesma forma, no capítulo “Histórico e perfil do consumo de agrotóxicos no Brasil”, apresenta-se uma descrição do surgimento e da consolidação do uso de agrotóxicos no Brasil, bem como uma caracterização do perfil brasileiro de consumo de agrotóxicos, no contexto nacional e internacional.

No capítulo “Consequências ambientais e sanitárias do uso desordenado de agrotóxicos”, são apresentados os processos envolvidos na dinâmica da contaminação ambiental por agrotóxicos e seus efeitos no meio ambiente e na saúde humana. Dá-se especial ênfase à contaminação hídrica por agrotóxicos, fenômeno de foco da presente pesquisa.

No capítulo “Background político e regulatório da contaminação da água para consumo humano no Brasil”, são descritos os principais marcos regulatórios dessa

temática. São abordados, nessa seção, o histórico legislativo e os principais marcos legais sobre o registro de agrotóxicos no Brasil; o Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental e os mecanismos de vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano no país; o sistema de monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano no país; e, por fim, os processos de priorização de áreas para a realização desse monitoramento.

No último capítulo dessa seção, “Indicadores e índices como ferramentas de apoio à tomada de decisão”, são apresentados os conceitos de índices e indicadores, os processos relativos à sua construção e utilização, bem como sua aplicação na avaliação do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos.

Cada um dos capítulos do referencial teórico foi selecionado e organizado de modo a possibilitar a compreensão da complexidade e da multidimensionalidade da pesquisa e fomentar a discussão e a análise crítica dos principais problemas que justificam sua proposição.

1.1. Fundamentos da avaliação e gestão integrada de riscos

1.1.1. Conceitos básicos para a gestão e avaliação de riscos

A sociedade moderna, cada vez mais, se depara com problemas decorrentes de conflitos ambientais (Al-Marsi *et al.*, 2023). Neste contexto, o ser humano atua, ao mesmo tempo, como culpado e vítima. Se, por um lado, ele é o principal responsável pelas transformações impostas à natureza, por outro, encontra-se sujeito aos riscos e incertezas decorrentes dessas mesmas transformações (Carceo, 2025). Essa dualidade expressa a complexidade dos desafios enfrentados na contemporaneidade para que as sociedades alcancem o desenvolvimento sustentável.

Nesse sentido, Beck (2010) propôs o conceito de “sociedade do risco”, em que os perigos produzidos pela própria modernidade passam a ocupar o centro das preocupações sociais e políticas. Na sociedade pós-industrial, as pessoas lidam diariamente com riscos em diversos aspectos de sua vida, como desastres naturais, poluição, urbanização, saúde, conflitos políticos, violência urbana, entre outros

(Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020). Em um mundo globalizado, tais riscos são amplificados e ações individuais locais podem afetar o planeta como um todo (Marcantonio; Field, 2025). Assim, compreender como os conceitos relevantes para essa temática se relacionam é fundamental para o avanço das estratégias de avaliação e gestão.

Nesse contexto, diversos marcos e iniciativas internacionais foram estabelecidos com o objetivo de compreender, avaliar e reduzir os riscos em escala global, em consonância com as transformações descritas por Beck (2010). O Marco de Ação de Hyogo (2005–2015) e o Marco de Sendai (2015–2030), ambos promovidos pela Organização das Nações Unidas (ONU), consolidaram a importância da avaliação e da gestão de riscos como instrumentos fundamentais para o fortalecimento da resiliência social e ambiental (ONU, 2005; ONU, 2015). Da mesma forma, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) incorporou essas diretrizes ao seu quadro conceitual, tratando o risco como uma função da interação entre perigo, exposição e vulnerabilidade (IPCC, 2014; 2022). Complementarmente, o Guia de Implementação do Marco de Hyogo após dez anos (GIRD+10) reforçou a necessidade de mecanismos de governança e de avaliação contínua de riscos no Brasil, articulando ciência e política na mitigação de ameaças socioambientais (Sulaiman, 2021).

Com o intuito de facilitar a análise dessa temática, realizou-se a sistematização dos conceitos-chave para a avaliação e gestão de riscos. O resultado dessa sistematização é apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 - Principais conceitos relevantes para a avaliação e gestão de risco, com suas respectivas definições e autores (continua)

Conceito	Definição	Autor
Risco	A probabilidade de ocorrência de determinadas perdas potenciais (lesões, perdas de vidas humanas, perturbações das atividades econômicas, destruição ou deterioração de bens, alterações do meio ambiente) causadas por um perigo que pode se manifestar dentro de um determinado período de tempo, em certas condições de exposição e vulnerabilidade.	ONU, 2017
Vulnerabilidade	Representa o grau em que um indivíduo, uma comunidade ou um sistema está exposto aos efeitos de um perigo, com base em certas condições essenciais: fatores físicos, econômicos, sociais e ambientais, bem como nos processos que aumentam a suscetibilidade de um indivíduo ou de uma comunidade ao impacto de diferentes ameaças.	ONU, 2017
Ameaça	Um evento físico, fenômeno ou atividade humana potencialmente danoso, que pode causar perda de vidas humanas ou ferimentos, danos materiais, perturbações sociais e econômicas ou degradação ambiental, podendo ter diferentes origens: naturais (geológicas, hidrometeorológicas e biológicas) ou induzidas por processos humanos (degradação ambiental e riscos tecnológicos)	ONU, 2015
Exposição	Refere-se à relação entre o indivíduo, comunidade ou sistema às ameaças, mais especificamente, à sua frequência, magnitude e duração	Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020
Capacidade de enfrentamento	Refere-se à habilidade das pessoas, comunidades ou sistemas, utilizando suas competências e recursos disponíveis, para gerir condições adversas, riscos ou desastres.	ONU, 2017.
Resiliência	Refere-se à capacidade de um sistema, comunidade ou sociedade exposta a ameaças de resistir, absorver, acomodar, se adaptar, transformar ou se recuperar dos efeitos de uma ameaça de forma rápida e eficiente.	ONU, 2017.

Fonte: ONU, 2015; 2017; Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020; IPCC, 2020.

Quadro 1 - Principais conceitos relevantes para a avaliação e gestão de risco, com suas respectivas definições e autores (continuação)

Conceito	Definição	Autor
Avaliação de riscos	Uma abordagem qualitativa ou quantitativa destinada a determinar a natureza e a extensão do risco, por meio da análise dos perigos potenciais e da avaliação das condições existentes de exposição e vulnerabilidade que, em conjunto, podem causar danos às pessoas, às propriedades, aos serviços e ao meio ambiente.	ONU, 2017
Gestão de riscos	Planos, ações, estratégias ou políticas destinadas a reduzir a probabilidade e/ou a magnitude de consequências adversas potenciais, com base em riscos avaliados ou percebidos.	IPCC, 2020

Fonte: ONU, 2015; 2017; Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020; IPCC, 2020.

Destes conceitos, o risco é um dos mais estudados. Ele é discutido em várias disciplinas do campo das ciências naturais e exatas, da saúde e das ciências sociais e humanas (Marcantonio; Field, 2025). Devido à sua aplicação em diferentes contextos, é esperado que haja múltiplas definições para o mesmo fenômeno. Essa diversidade de definições também evidencia a complexidade do tema (Lupu, 2019). Um dos campos em que a aplicação desse conceito está mais consolidada é o da gestão de desastres naturais e das mudanças climáticas (ONU, 2005, 2015; IPCC, 2014, 2020).

Uma das concepções mais frequente do fenômeno chamado o risco é a de que ele resulta da interação entre as ameaças às quais o objeto de estudo está sujeito e sua vulnerabilidade a elas (ONU, 2017). As ameaças estão presentes na natureza e na sociedade de muitas formas, sejam elas naturais, hidrológicas, geológicas, biológicas e tecnológicas. Na avaliação de risco, elas são definidas conforme o campo científico em que serão analisadas (IPCC, 2020). Porém, sozinhas elas não significam o risco que podem representar. Para isso, é necessário considerar o fator de vulnerabilidade (Hammer *et al.*, 2019).

A vulnerabilidade é um conceito que, assim como o risco, é amplamente discutido nas ciências naturais, médicas, sociais e humanas. Ele está diretamente relacionado à sensibilidade do objeto de estudo às ameaças. Seu conceito abrange aspectos de diversas dimensões, como ambiental, social, econômica, sanitária,

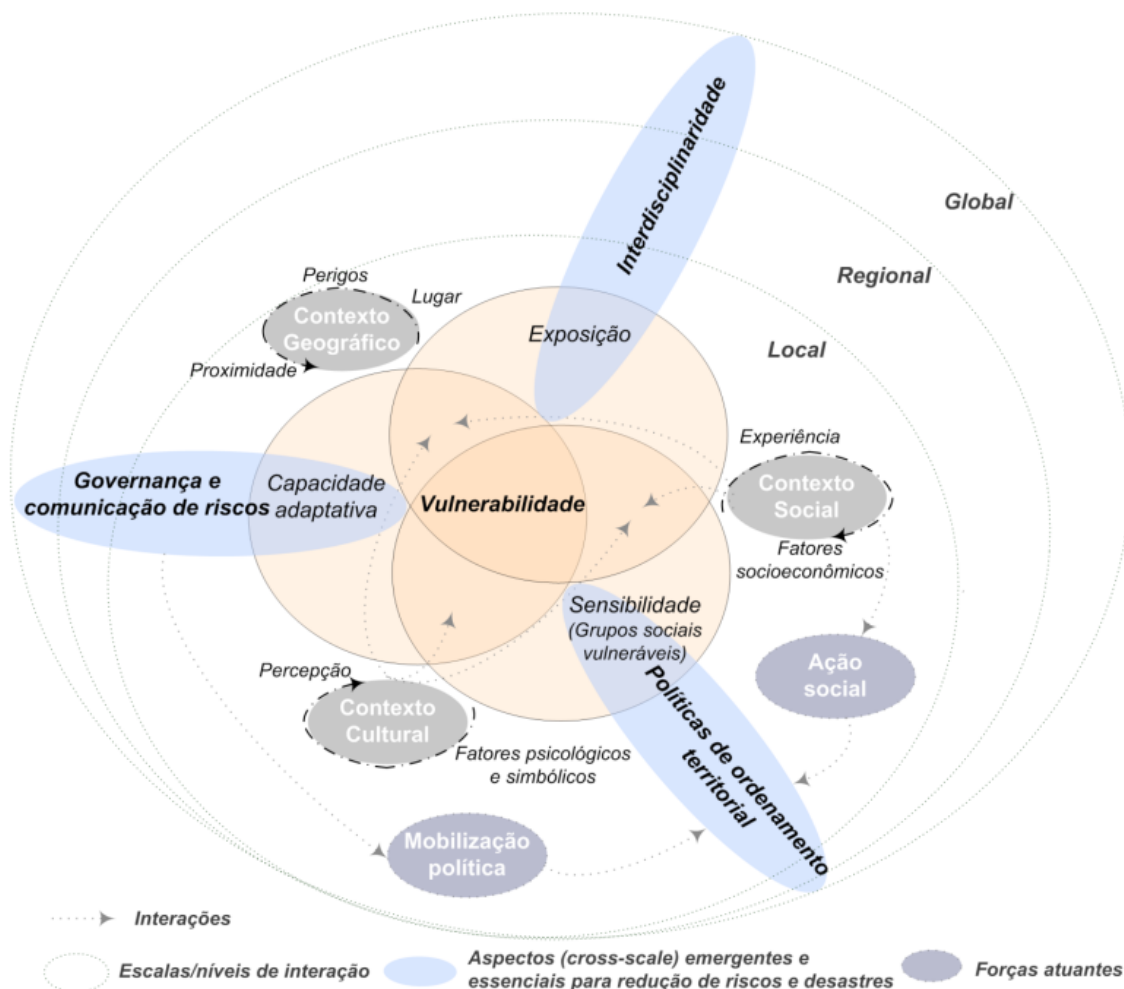
psicológica e tecnológica (Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020). Vulnerabilidade também pode se referir à capacidade de resiliência e de resposta às ameaças enfrentadas (ONU, 2017). Portanto, quando combinadas, as ameaças e vulnerabilidades permitem mensurar, tendo risco como métrica, de que forma e em que medida um indivíduo, grupo ou sistema será afetado por um possível problema.

Não raramente os conceitos de risco e vulnerabilidade são utilizados de maneira equivocada; portanto, é importante diferenciá-los (Estoque *et al.*, 2023). Enquanto o risco se refere ao potencial de perdas decorrentes de uma ameaça, a vulnerabilidade refere-se à resiliência do objeto de estudo a essa ameaça. Desta forma, é possível afirmar que a vulnerabilidade existe independentemente da presença de um risco, mas não é possível que haja risco sem vulnerabilidade (Hammer *et al.*, 2019).

De acordo com Sulaiman (2021), a vulnerabilidade pode ser considerada um resultado da interação entre a exposição e a suscetibilidade. Nessa equação, a exposição refere-se à magnitude, à frequência e à duração da presença de uma ameaça (Forbes-Mewett; Nguyen-Trung, 2020). A suscetibilidade, por sua vez, refere-se às características intrínsecas do indivíduo, da comunidade ou do sistema que o tornam mais ou menos vulnerável a determinada ameaça (ONU, 2017). Também é importante destacar que, assim como na equação do risco, para a ocorrência da vulnerabilidade, são imprescindíveis a exposição e a suscetibilidade. Isso parte da premissa de que é possível estar exposto a uma ameaça e não ser suscetível, bem como estar suscetível a uma ameaça e não estar exposto a ela (Cardona *et al.*, 2012).

Conceitualmente e também no plano prático, o risco é um termo fortemente contextual e relativo à área de aplicação, assumindo diferentes significados conforme o campo disciplinar em que é empregado (Aven, 2016; Aven; Thekdi, 2024). Em contrapartida, a vulnerabilidade é entendida como um conceito de natureza multidisciplinar, resultante da interação altamente complexa entre aspectos de diversas dimensões (física, social, econômica, ambiental, institucional, política, entre outras) (Sherbinin *et al.*, 2019; Tellman *et al.*, 2021). Na Figura 1, apresenta-se uma representação da complexidade desse conceito.

Figura 1 - Abrangência e complexidade do conceito de vulnerabilidade



Fonte: Estoque *et al.*, 2023.

Essa característica faz com que a vulnerabilidade se constitua como um fator composto, essencial para compreender a exposição e a capacidade de resposta de sistemas socioecológicos diante de diferentes tipos de risco. Assim, enquanto o risco é frequentemente definido de forma operacional em um domínio específico, a vulnerabilidade demanda uma abordagem integradora, capaz de articular diversas escalas e dimensões analíticas (Beck, 2010; Sherbinin *et al.*, 2019).

A vulnerabilidade também está relacionada a temas sensíveis como gênero, sexo, idade, etnia, religiosidade e marginalização (Barret; Steinbach; Addison, 2022). E, embora a interdisciplinaridade do conceito seja relevante do ponto de vista da sustentabilidade, sua aplicação enfrenta alguns desafios. Segundo Fann (2016), as principais críticas ao conceito alegam que a vulnerabilidade é transformada em um

simples instrumento político. Segundo os autores, o termo, desenvolvido como uma ferramenta para debater de forma crítica “como” e “por que” as pessoas são vulneráveis, tem sido frequentemente reduzido e privado de sua criticidade ao ser empregado de forma meramente descritiva.

Além do debate conceitual, é essencial considerar as aplicações práticas do risco, expressas na avaliação e gestão de riscos, etapas complementares, embora conceitualmente distintas, do enfrentamento das ameaças ambientais. A avaliação de riscos é um processo analítico e diagnóstico voltado à identificação e à estimativa da probabilidade e das consequências de perigos, como a contaminação da água por agrotóxicos, visando compreender o risco a partir da análise de exposição, suscetibilidade e vulnerabilidade (IPCC, 2014; Aven, 2016). Já a gestão de riscos tem caráter estratégico e operacional, voltado ao planejamento de ações que reduzam a probabilidade ou a gravidade dos impactos (ONU, 2017; Aven; Thekdi, 2024). Enquanto a primeira atua na esfera técnica, a segunda insere-se na dimensão política e institucional, orientando políticas públicas e estratégias de governança.

No contexto deste trabalho, a proposição do IVCAA enquadra-se como a construção de uma ferramenta de avaliação de risco, voltada ao diagnóstico de áreas mais vulneráveis à contaminação da água por agrotóxicos. Por outro lado, sua aplicação prática também oferece subsídios relevantes à gestão de riscos, ao apoiar decisões sobre controle, monitoramento e proteção de mananciais destinados ao abastecimento humano. Na seção seguinte, é abordado o conceito de sistemas socioecológicos e discutida sua relevância para a compreensão e a gestão dos riscos e vulnerabilidades decorrentes de fenômenos complexos, como a contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

1.1.2. Os sistemas socioecológicos como ferramentas para gestão de problemas complexos

Desde a segunda Revolução Industrial e, sobretudo, após a Segunda Guerra Mundial, ocorreram profundas transformações nos sistemas produtivos, sociais e ambientais, configurando a era geológica atual, o antropoceno (Biggs *et al.*, 2021). Esse período é marcado pelo crescimento demográfico, pelos avanços tecnológicos

e pelas mudanças nos padrões de consumo e nos arranjos institucionais e políticos, que conectaram as populações em um processo de globalização. Tais transformações, entretanto, têm colocado em risco a prosperidade e o bem-estar futuro da humanidade ao comprometer o meio ambiente em escala planetária (Steffen *et al.*, 2015). Nesse contexto, pesquisadores, tomadores de decisão, políticos e organizações da sociedade civil têm sido cobrados, mais do que nunca, por soluções que garantam o desenvolvimento sustentável (Folke, 2016).

Até a década de 1970, as abordagens para o manejo de bens comuns, como os recursos naturais, eram predominantemente disciplinares e pouco sensíveis à natureza multidimensional dos conflitos socioambientais (Mandai *et al.*, 2023). Foi a partir desse período que a compreensão de que os desafios ambientais e sociais são interconectados passou a ganhar espaço, iniciando uma mudança de paradigma na forma de estudar a relação entre sociedade e natureza (Schoon; Van der Leeuw, 2015). Esse avanço teórico consolidou o entendimento de que abordagens científicas estritamente disciplinares, ainda que sofisticadas, são incapazes de representar adequadamente a complexidade das problemáticas ambientais na modernidade (Aragão, 2018).

Diversas teorias foram propostas para compreender, de forma holística, a relação entre sistemas humanos e o meio natural, como a teoria sistêmica¹, a teoria da complexidade² e a fenomenologia³ (Aragão, 2018). Na década de 1990, estudos interdisciplinares em economia ecológica e em recursos de uso comum, especialmente os de Berkes e Folker (1998), Ostrom (1990) e Costanza (1991), estabeleceram o conceito de Sistema Socioecológico (SSE). Segundo Biggs *et al.*, (2021), esses são sistemas complexos e adaptativos, que articulam componentes sociais e ecológicos por meio de interações recíprocas, retroalimentações e processos emergentes, de modo que alterações em uma parte afetam todo o conjunto. Trata-se,

¹ A teoria sistêmica compreende os fenômenos como sistemas compostos por elementos inter-relacionados que se distinguem de um ambiente e operam por meio de relações e processos que organizam e reduzem a complexidade (Carpa; Luisi, 2014).

² A Teoria da complexidade enfatiza que os fenômenos resultam de interações dinâmicas, não lineares e interdependentes, nas quais emergem padrões que não podem ser explicados por análises isoladas de suas partes (Morin, 2015).

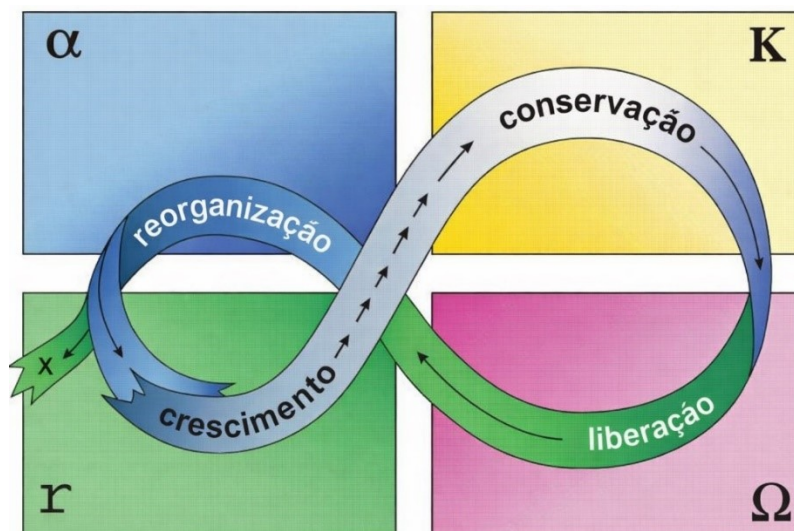
³ A fenomenologia é uma abordagem voltada à compreensão da experiência vivida, considerando como os fenômenos se manifestam à consciência e são percebidos pelos sujeitos em seus contextos (Zahavi, 2025).

portanto, de um referencial útil para lidar com problemas marcados por incerteza, complexidade e não linearidade (Mandai *et al.*, 2023).

Segundo Preiser *et al.*, (2018), os SSEs possuem seis características essenciais: relacionalidade, adaptabilidade, não linearidade, limites indefinidos, causalidade e emergência complexa. A relacionalidade destaca que o comportamento do sistema depende das interações entre seus componentes, e não apenas das propriedades individuais. A adaptabilidade decorre desses mesmos processos interativos, que geram *feedbacks* e permitem ao sistema ajustar-se continuamente. A não linearidade decorre da variedade de elementos e escalas envolvidos, o que gera mudanças dinâmicas que não seguem trajetórias previsíveis. Os limites dos SSEs são difusos, pois suas fronteiras variam conforme o problema estudado e a perspectiva do observador. Por fim, a causalidade e emergência complexa indicam que as relações de causa e efeito são múltiplas e interdependentes, e que novas propriedades podem surgir de processos de aprendizado, evolução e inovação que não podem ser previstos apenas a partir das partes isoladas.

O funcionamento de um SSE pode ser compreendido pelo modelo de ciclos adaptativos (Walker *et al.*, 2004; 2006), que o descreve em quatro fases de mudança (Figura 2). Na fase de crescimento (r), o sistema acumula recursos e amplia suas interações sociais e ecológicas. Com o aumento dessas conexões e da energia necessária para mantê-las, o sistema entra na fase conservação (K), marcada por maior estabilidade, crescimento mais lento e menor flexibilidade, o que favorece o acúmulo de vulnerabilidades. Diante disso, perturbações externas podem desencadear a fase de liberação (Ω), na qual os recursos se dispersam, as ligações se rompem e os mecanismos de controle se enfraquecem. Em seguida, ocorre a fase de reorganização (α), caracterizada por rápida reestruturação e múltiplas trajetórias possíveis, nas quais o capital acumulado pode ser recombinado, levando o sistema a um novo ciclo de crescimento ou a uma transformação estrutural mais profunda.

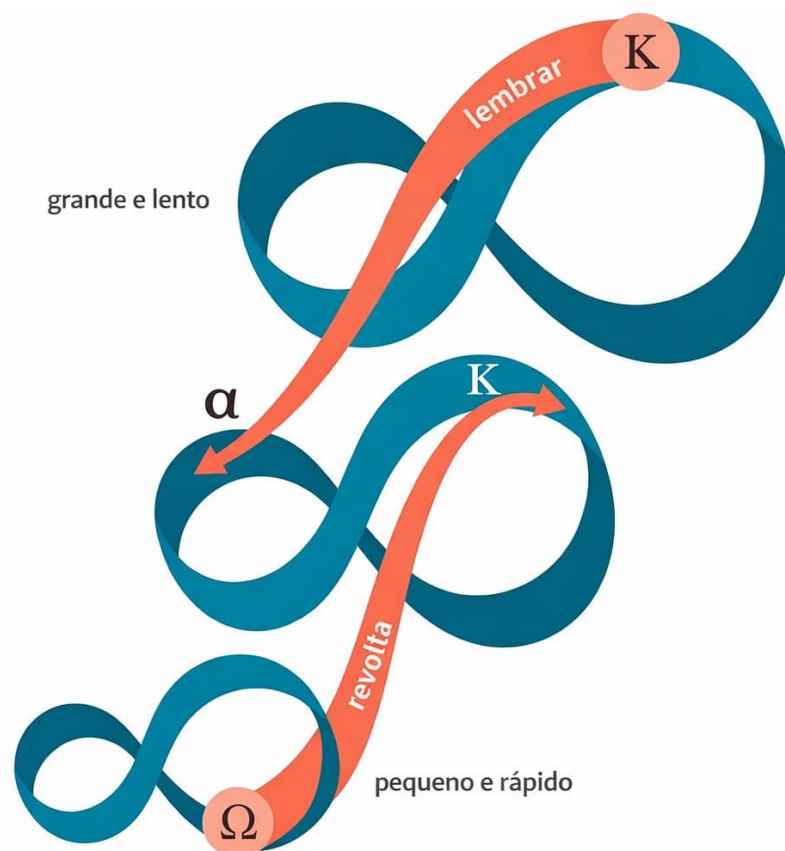
Figura 2 - Fases de funcionamento dos sistemas socioecológicos



Fonte: Adaptado de Gunderson; Holling, 2002.

A panarquia é outro conceito relevante para compreender a dinâmica de funcionamento dos SSEs. De acordo com essa teoria, os ciclos adaptativos operam em diferentes escalas espaciais e temporais (Allen; Angeler, 2016; Sanches *et al.*, 2025). Dessa forma, as etapas de seus ciclos não ocorrem isoladamente, pois estão conectadas por mecanismos de influência ascendente (revolta) e descendente (lembrar) entre escalas, desde as mais locais até as mais amplas (Figura 3). Esses vínculos multiescalares explicam como mudanças lentas em estruturas amplas podem moldar comportamentos em níveis inferiores, enquanto eventos abruptos em escalas locais podem desencadear transformações em níveis superiores. Assim, a panarquia oferece uma compreensão dinâmica e integrada da resiliência, demonstrando que a estabilidade ou a transformação de um SSE depende das interações verticais e horizontais que ocorrem simultaneamente em diferentes níveis da organização socioecológica.

Figura 3 - Etapas do ciclo de panarquia em sistemas socioecológicos



Fonte: Adaptado de Biggs *et al.*, 2022.

A adoção do conceito de SSEs na gestão ambiental é útil por sua capacidade de integrar dimensões ecológicas, sociais e institucionais aos processos decisórios, de forma inclusiva. Nesse sentido, a gestão participativa e a governança adaptativa convergem ao ampliar a diversidade de atores, articular saberes locais e científicos e incorporar flexibilidade e aprendizagem contínua (Biggs *et al.*, 2022; Lam *et al.*, 2020). Esses são elementos essenciais diante de problemas complexos como a contaminação hídrica por agrotóxicos (Cheng *et al.*, 2022; Chaffin, Gunderson, 2016). Ao contrário dos modelos tradicionais de comando e controle, essas abordagens reconhecem a necessidade de cooperação entre escalas e de respostas ajustáveis a mudanças rápidas, ainda que enfrentem desafios como as desigualdades de poder e as barreiras institucionais (Van Assche; Valentinov; Verschraegen, 2022; Zhang, 2023). Mesmo assim, a combinação entre a participação social e os mecanismos adaptativos fortalece a resiliência e aumenta o potencial de soluções sustentáveis em contextos socioambientais dinâmicos.

No contexto deste trabalho, a abordagem dos SSEs oferece um enquadramento especialmente adequado para compreender a contaminação da água destinada ao consumo humano, fenômeno que emerge da interação entre fatores ambientais, sociais, econômicos e institucionais, bem como com as próprias características dos agrotóxicos. Sua adoção na proposição do IVCAA é pertinente justamente por integrar essa complexidade de fatores em uma estrutura analítica coerente, permitindo que o índice vá além de um diagnóstico físico-químico e incorpore dimensões sociais e institucionais que moldam a vulnerabilidade. Ao articular essas camadas em um mesmo sistema de referência, os SSEs reforçam o papel do IVCAA como ferramenta capaz de subsidiar processos de gestão e de apoiar avaliações de risco mais contextualizadas e responsivas. Essa perspectiva estabelece a ponte conceitual para o capítulo seguinte, dedicado à caracterização da atividade da agricultura brasileira e à sua relevância no contexto nacional e mundial.

1.2. Contextualização da produção agrícola no Brasil

1.2.1. Consolidação histórica da agricultura brasileira

A formação da agricultura brasileira resulta de um percurso histórico que integra ciclos produtivos, transformações socioeconômicas e processos políticos que moldaram o espaço agrário nacional. Desde o período colonial, a atividade agrícola estruturou a inserção do Brasil na economia internacional, inicialmente com base em sistemas monocultores voltados à exportação, como o do açúcar no Nordeste, sustentado por grandes propriedades e por trabalho escravizado (Furtado, 2019). A partir do século XIX, o ciclo do café passou a desempenhar papel central na economia brasileira, favorecendo a expansão territorial, a urbanização e a integração do país ao capitalismo global, além de impulsionar o desenvolvimento de infraestrutura e instituições financeiras (Sá, 1996; Martins, 2019).

Com o declínio do café e as transformações políticas da primeira metade do século XX, a agricultura brasileira passou a diversificar-se gradualmente. A partir da década de 1950, políticas de industrialização e interiorização econômica passaram a

promover maior articulação entre o setor agrícola e a indústria nacional, estimulando a mecanização incipiente e o uso de insumos modernos (Mesquita; Furtado, 2019). Entretanto, foi somente durante as décadas de 1960 e 1970 que o país vivenciou a chamada modernização conservadora, marcada pela expansão do crédito rural oficial, pela estruturação de programas públicos de pesquisa agropecuária e pela adoção intensiva do pacote tecnológico da Revolução Verde (Delgado, 2012; Baiardi; Vital, 2020).

A criação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) em 1973 representou um divisor de águas, permitindo avanços científicos que viabilizaram a agricultura tropical moderna e ampliaram a capacidade produtiva nacional, especialmente no Cerrado (Pereira, 2006; Matos; Pessôa, 2021). Paralelamente, o Estado consolidou instrumentos de política agrícola, como o Sistema Nacional de Crédito Rural, o Programa de Garantia da Atividade Agropecuária e mecanismos de preços mínimos, que promoveram segurança econômica e expansão produtiva (Delgado, 2012). A modernização ocorreu de forma desigual, com maior concentração de renda e expansão das fronteiras agrícolas em direção ao Centro-Oeste e à Amazônia Legal, fenômeno associado à intensificação do agronegócio exportador (Frederico, 2024).

A partir dos anos 2000, o agronegócio consolidou-se como eixo estratégico da economia nacional, apoiado em cadeias produtivas integradas, inovação tecnológica e na crescente demanda internacional por commodities, como soja, milho e carnes (Gasques *et al.*, 2023). A atuação das políticas públicas continuou relevante, especialmente por meio do Plano Safra, dos investimentos em logística e dos programas de estímulo à pesquisa e à inovação agrícolas (Gonçalves, 2022). Ao mesmo tempo, cresceu a presença de corporações transnacionais e de sistemas agroindustriais complexos, reorganizando territórios e consolidando o Brasil como um dos principais fornecedores de alimentos, fibras e energia para o mercado global (Vieira-Filho, 2019; Monteiro *et al.*, 2014).

Nas últimas duas décadas, debates sobre sustentabilidade, conflitos socioambientais, mudança climática e uso intensivo de insumos químicos tornaram-se centrais na análise da agricultura brasileira. Estudos destacam que a expansão de áreas cultivadas e a intensificação produtiva convivem com desafios relacionados à conservação ambiental, à avaliação e gestão de riscos e à formulação de políticas que conciliem competitividade e proteção socioecológica (Almeida; Andrade; Andrade,

2022; Gonçalves, 2022). A dualidade entre alta produtividade e pressões socioambientais tem caracterizado o agronegócio contemporâneo, especialmente em regiões de fronteira agrícola.

Nesse contexto, a consolidação da agricultura brasileira não pode ser compreendida sem considerar a formação de sistemas agroindustriais complexos, a tecnificação crescente e o papel das políticas de Estado na construção de um modelo produtivo majoritariamente orientado ao mercado internacional (Gasques *et al.*, 2023). A força do agronegócio brasileiro no século XXI deriva diretamente desse processo histórico, que integrou ciclos coloniais, modernização conservadora, expansão territorial e inovação tecnológica.

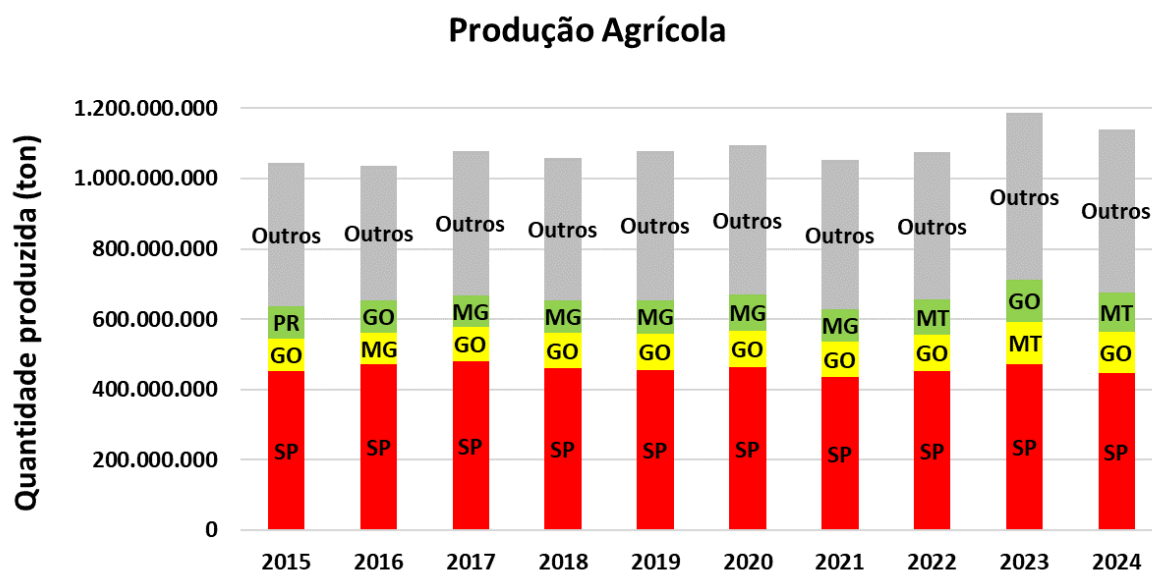
No contexto desta pesquisa, o entendimento da trajetória histórica da agricultura brasileira é essencial para a interpretação de sua posição estratégica atual no comércio global. Os avanços tecnológicos, a escala produtiva e a organização logística consolidaram o Brasil entre os maiores produtores e exportadores agrícolas do mundo. Essa posição de destaque global da agricultura brasileira, que tem implicações diretas em determinados conflitos socioambientais, será discutida em maior profundidade no capítulo seguinte. Nele são apresentados os padrões de produtividade agrícola e a inserção internacional do país nos últimos anos.

1.2.2. A produção agrícola brasileira e seu papel no mercado global

Este capítulo busca construir um panorama do cenário agrícola brasileiro recente, destacando a magnitude da produção, sua distribuição espacial, as culturas de maior relevância econômica e o posicionamento do país no mercado global. Espera-se, assim, fornecer uma base necessária para a discussão do potencial risco de contaminação da água para consumo humano e da relevância da proposição do IVCAA. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a agricultura brasileira produziu, entre 2015 e 2024, mais de 10 bilhões de toneladas de culturas temporárias e permanentes (IBGE, 2025). Nesse período, o montante produzido cresceu 9% (Figura 4), sendo o menor registrado em 2016 e o maior em 2023. Os três estados com as maiores produções médias são São Paulo (459 milhões de toneladas), Goiás (102 milhões de toneladas) e Minas Gerais (97 milhões de

toneladas). Juntos, esses estados foram responsáveis por 60 % da produção nacional no período (IBGE, 2025).

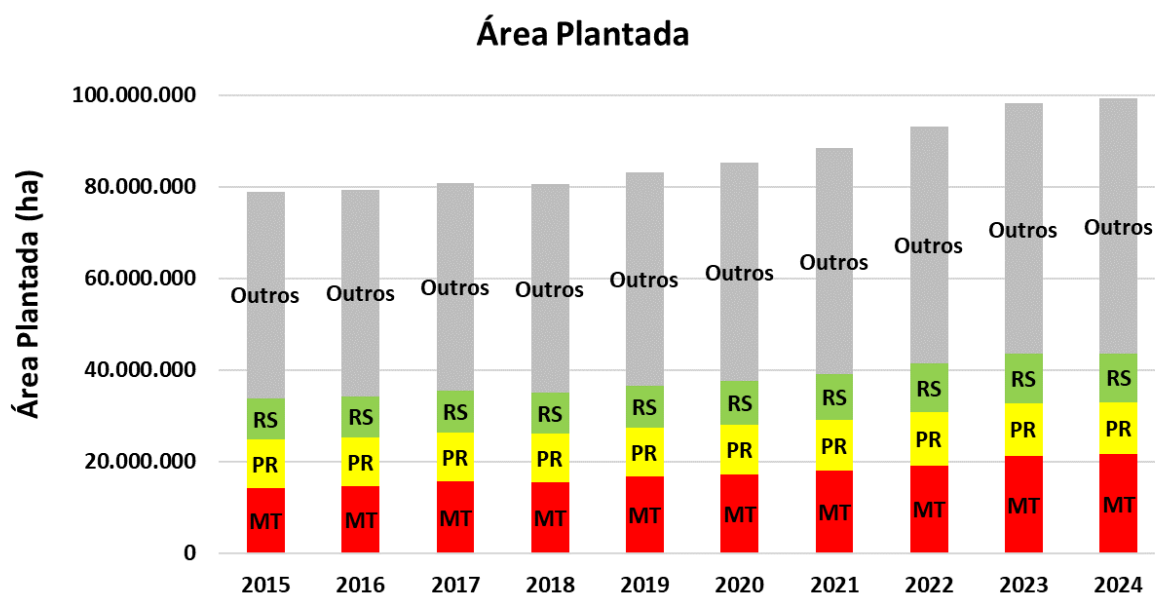
Figura 4 - Produção agrícola anual, em toneladas, nos três estados brasileiros com maior produção e nos demais, no período entre os anos de 2015 e 2024



Fonte: IBGE, 2025.

A área plantada no país também se expandiu ao longo dos anos (Figura 5). Entre 2015 e 2024, mais de 866 milhões de hectares foram explorados para o cultivo de culturas agrícolas temporárias e permanentes. O crescimento da área plantada foi contínuo nesse período, passando de 78 milhões de ha em 2015 para 99 milhões de ha em 2024, o que representa um aumento de aproximadamente 26%. Os três estados com as maiores médias de área plantada no período são Mato Grosso (17 milhões de hectares), Paraná (10 milhões de hectares) e Rio Grande do Sul (9 milhões de hectares). Juntos, esses estados representam 43% da área plantada no período.

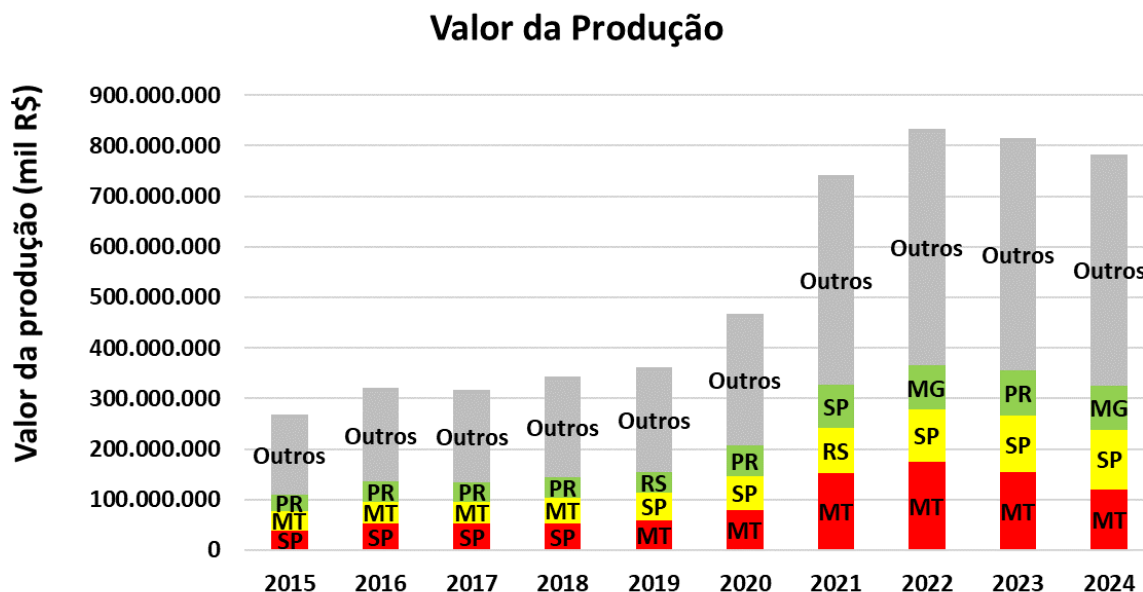
Figura 5 - Extensão de área plantada, em hectares, nos três estados brasileiros com maior extensão e nos demais estados, no período entre os anos de 2015 e 2024



Fonte: IBGE, 2025.

Com o crescimento da produção e da área plantada, o valor da produção agrícola brasileira também aumentou ao longo dos anos (Figura 6). Entre 2015 e 2024, a produção agrícola brasileira gerou mais de 5 trilhões de Reais. O aumento do valor da produção foi contínuo até 2022, após o qual apresentou uma ligeira redução; apesar disso, o crescimento total do período foi de 191%. Os três estados com os maiores valores de produção acumulados nesse período foram Mato Grosso (91 milhões de Reais), São Paulo (73 milhões de Reais) e Paraná (58 milhões de Reais). Juntos, esses estados representam 42% do valor total da produção agrícola brasileira entre 2015 e 2024.

Figura 6 - Valor da produção agrícola brasileira, em mil reais (R\$), nos três estados brasileiros com maiores valores e nos demais, no período entre os anos de 2015 e 2024



Fonte: IBGE, 2025.

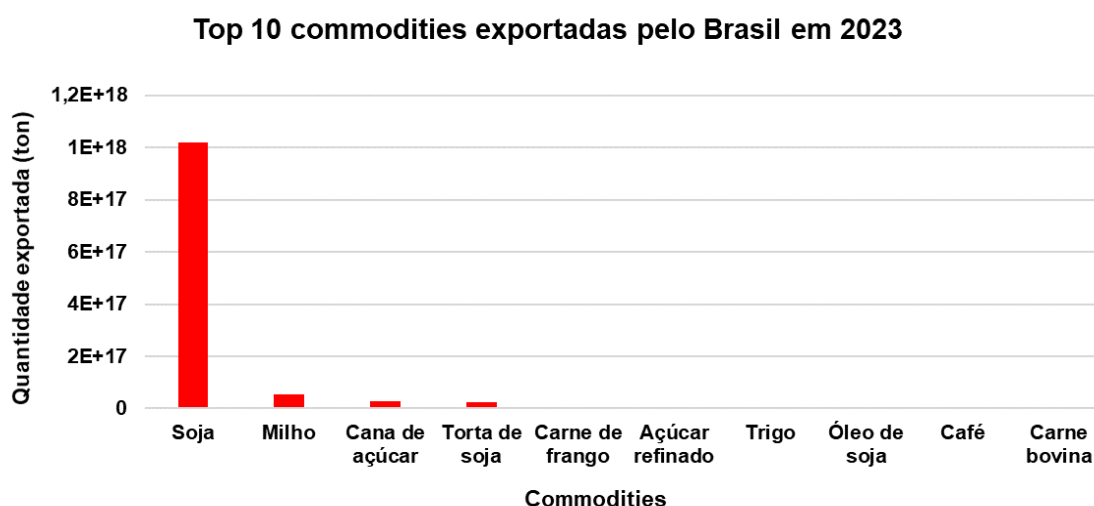
Ainda segundo o IBGE, no período de 2020 a 2024, o Brasil cultivou, entre lavouras temporárias e permanentes, 65 culturas agrícolas. Em relação à quantidade produzida, cana-de-açúcar, soja e milho se destacam, sendo responsáveis, respectivamente, por 67%, 12% e 10% do total produzido no período. Essas três culturas também se destacam em termos de área plantada, porém, em ordem diferente. Nesse caso, soja, milho e cana-de-açúcar são responsáveis, respectivamente, por 45%, 22% e 11% da extensão de terra plantada no período. Em relação ao valor da produção agrícola, soja, milho e cana-de-açúcar mantêm-se como líderes, responsáveis, respectivamente, por 38%, 13% e 11% do valor da produção agrícola no período. Juntas, tais culturas são responsáveis por 80% da produção, 78% da área plantada e 62% do valor total da produção da agricultura brasileira nesse período (IBGE, 2025).

A maior parte da área de estudo selecionada para a condução do presente estudo encontra-se no estado de São Paulo. Por isso, é necessário analisar mais a fundo sua relevância para o setor agrícola brasileiro. A partir dos dados apresentados, observa-se que São Paulo é o estado brasileiro com o maior volume de produção no

período de 2015 a 2024, além de figurar entre os três maiores produtores agrícolas. Porém, o estado não está entre os três primeiros em termos de área plantada. Esse resultado pode estar atribuído ao fato de o estado focar em cultivos que produzem grande volume de massa vegetal, com alto valor associado, mas com uma reduzida demanda de área para a produção. O principal cultivo do estado de São Paulo é a cana-de-açúcar, seguida por soja e milho, as mesmas culturas que lideram a produção nacional. Esse resultado também reforça a importância do estado para a agricultura nacional.

Essa grande vocação agrícola do Brasil o coloca em posição de destaque no mercado mundial. Segundo dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), uma parte significativa da sua produção é destinada à exportação. Na Figura 7, é possível observar as principais commodities agrícolas exportadas pelo país em 2023. A soja em grãos foi a principal, seguida pelo milho. O café, por sua vez, foi a nona principal commodity para exportação. Existem, ainda, produtos derivados da cana-de-açúcar que também foram importantes, como o açúcar bruto de cana e o açúcar refinado, que são, respectivamente, o terceiro e o sexto mais exportados. Esse também é o caso da torta de soja, o quarto produto mais exportado, formada por outro processo de beneficiamento da soja (FAO, 2025).

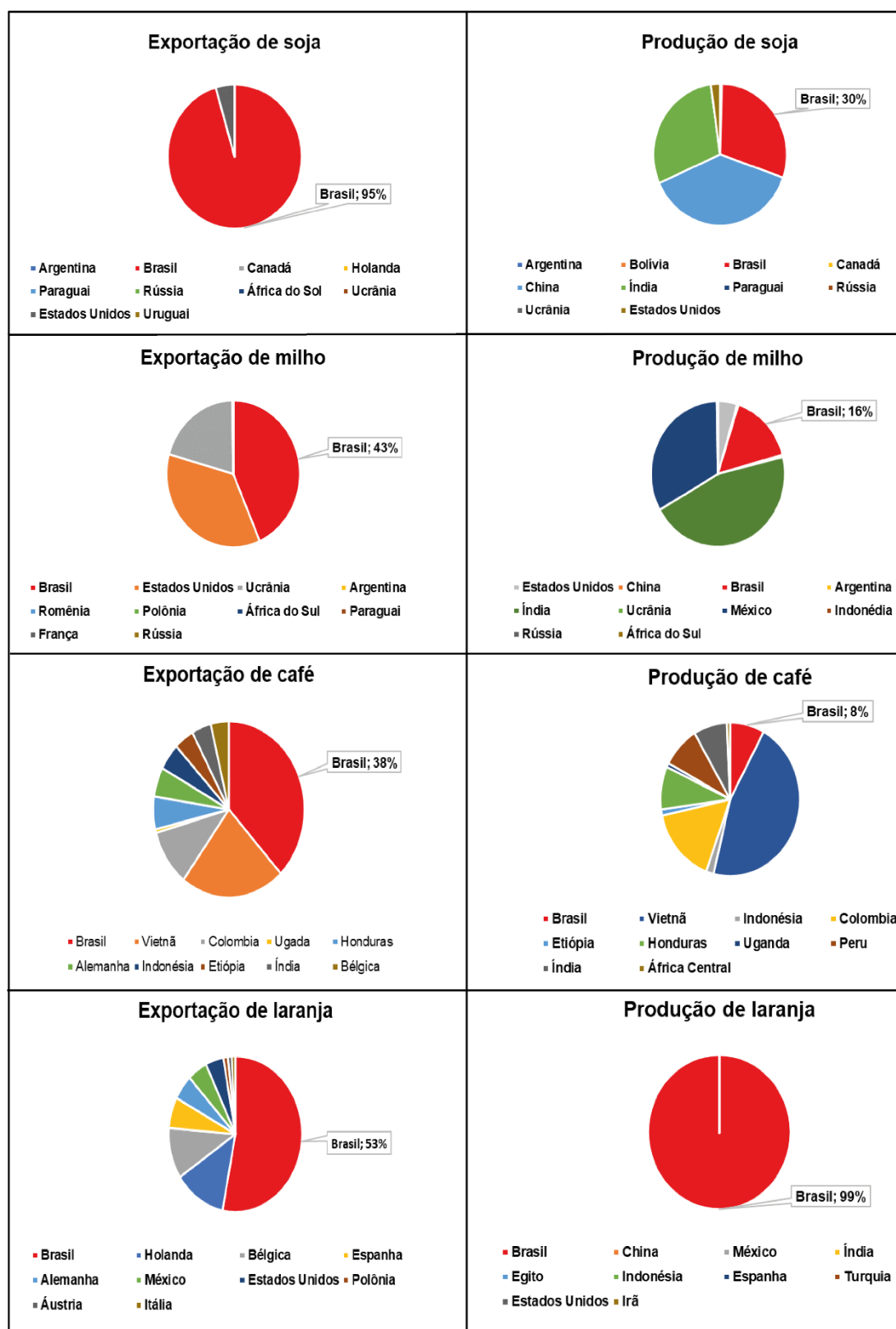
Figura 7. Ranque das 10 commodities agrícolas exportadas pelo Brasil no ano de 2023



Fonte: FAO, 2025.

. Essa grande participação no mercado internacional se deve ao fato do país ser um dos maiores produtores mundiais de diversos produtos agrícolas amplamente consumidos em todo o planeta. Em 2023, o Brasil esteve entre os 10 maiores produtores e exportadores mundiais de cana-de-açúcar, soja, milho, café e laranjas (Figura 8).

Figura 8 – Participação do Brasil entre os 10 principais países produtores e exportadores de soja, milho, café e laranja no ano de 2023



Fonte: FAO, 2025.

Em relação à soja, principal produto exportado em 2023, o Brasil foi o segundo maior produtor, atrás apenas da China. Mas, em termos de exportação de soja, o Brasil ocupa a primeira posição, seguido pelos Estados Unidos. O Brasil também foi o segundo maior produtor de cana-de-açúcar, atrás apenas da Índia. Para essa cultura, não foi possível mensurar o volume exportado, tendo em vista que essa exportação ocorre principalmente em produtos derivados da cana-de-açúcar, como o açúcar. No milho, o Brasil foi o terceiro maior produtor do mundo, atrás da Índia e do México. Porém, foi o principal exportador, seguido pelos Estados Unidos. A laranja, apesar de ser produzida em quantidades menores no Brasil do que as culturas principais, como cana-de-açúcar e soja, tem grande importância no mercado internacional. O país foi o principal produtor e exportador mundial dessa cultura em 2023 (FAO, 2025).

Os dados apresentados demonstram que o Brasil tem consolidado sua vocação agrícola ao longo dos anos, com expansão simultânea da produção, da área cultivada e do valor agregado da produção agrícola. O país mantém-se entre os principais produtores e exportadores mundiais de culturas-chave como soja, milho e cana-de-açúcar. Essa dinâmica reforça a centralidade do agronegócio na estrutura produtiva nacional e suas ligações profundas com os mercados globais de commodities agrícolas (FAO, 2025; Baiardi; Vital, 2020).

Além da dimensão econômica, esse processo de expansão produtiva também revela um padrão territorial marcado pela concentração de determinadas culturas em regiões específicas, o que intensifica a pressão sobre os ecossistemas locais. Estados de forte presença do agronegócio, como Mato Grosso, Goiás, Paraná e São Paulo, têm registrado crescimento contínuo da produção e um adensamento das práticas agrícolas associadas ao modelo de monoculturas extensivas. A literatura aponta que esse tipo de organização do espaço rural tende a ampliar o volume de insumos químicos aplicados ao solo e, conseqüentemente, o potencial de mobilização desses compostos para os corpos hídricos por escoamento superficial, lixiviação e deriva (Boulomytis, 2008; Bombardi, 2017; Pignati *et al.*, 2017). Assim, a própria distribuição geográfica da produção agrícola brasileira constitui um elemento essencial para compreender as desigualdades territoriais no risco de contaminação da água.

Esse cenário tem implicações diretas para a contaminação hídrica por agrotóxicos. O forte crescimento da área plantada e da produção intensifica a pressão sobre os sistemas hídricos. Diversos estudos nacionais indicam a presença recorrente

de herbicidas, inseticidas e fungicidas em rios, reservatórios e fontes de abastecimento, especialmente em regiões de agricultura intensiva (Cossu *et al.*, 2024; Brovini *et al.*, 2023). Os dados apresentados permitem inferir que a taxa de áreas expostas ao risco de contaminação é uma consequência direta desse processo e constitui não apenas um indicador de desempenho econômico, mas também um alerta para potenciais vulnerabilidades ambientais e sanitárias. Dessa forma, no capítulo seguinte, é realizada uma caracterização do perfil de consumo de agrotóxicos no Brasil, demonstrando, de forma mais clara, os possíveis riscos aos quais a população brasileira está exposta.

1.3. Histórico e perfil do consumo de agrotóxicos no Brasil

1.3.1. Introdução dos agrotóxicos na agricultura brasileira

Desde os tempos antigos, as civilizações humanas têm buscado maneiras práticas e eficazes de produzir e preservar seus alimentos (Abubakar *et al.*, 2020). Uma evidência disso é a realização de plantios de interesse alimentar combinados com plantas venenosas, em que se esperava aproveitar o efeito tóxico dessas plantas para afastar insetos. Há relatos do uso de flores de crisântemo, ricas em piretrina, para combater insetos na China antiga e na Pérsia, durante a Idade Média. Os agrotóxicos químicos, como conhecemos atualmente, surgiram principalmente a partir do redirecionamento, para o setor agrícola, de produtos químicos antes utilizados no setor militar durante a Primeira Guerra (1914-1918) e a Segunda Guerra Mundial (1939-1945) (Ribeiro; Pereira, 2016). O dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), agrotóxico químico mais conhecido e, por muito tempo, o mais utilizado no mundo, foi sintetizado em 1874. Contudo, suas propriedades inseticidas foram descobertas apenas em 1939 (Oberemok *et al.*, 2015).

Foi a partir da chamada “Revolução Verde” que o uso de agrotóxicos foi efetivamente introduzido na agricultura. Esse foi um processo de modernização que trouxe mudanças significativas no trabalho rural a partir da década de 1950. Foi ofertada uma variedade de inovações tecnológicas, como maquinário, cercas

eletrificadas e diversos agentes químicos para o controle de espécies animais e vegetais indesejadas, entre esses insumos estão os agrotóxicos (Peres; Moreira; Dubois, 2003; Karunarathne *et al.*, 2020). O principal argumento para a modernização das práticas agrícolas era, já naquele tempo, o controle da fome. O momento foi marcado por um sentimento de euforia no setor agrícola, em que se acreditava ter alcançado a solução para muitos dos problemas enfrentados até então no manejo de agroecossistemas (Carvalho; Nodari; Nodari, 2017).

No caso do Brasil, o consumo e a produção de agrotóxicos surgiram de forma consistente entre as décadas de 1970 e 1980. A implementação do Sistema Nacional de Crédito Rural, em 1965, fomentou o surgimento de uma demanda em larga escala por tais substâncias ao fixar, na concessão de empréstimos aos produtores rurais, um percentual a ser destinado a agrotóxicos (Lignani; Brandão, 2022). Com a publicação, em 1975, do Programa Nacional de Defensivos Agrícolas (PNDA), no âmbito do II Plano Nacional de Desenvolvimento, foram destinados recursos à criação de um polo industrial para a produção de agrotóxicos no território nacional (Pelaez; Terra; Silva, 2010). Desta forma, já era observada, no final da década de 1970, a venda de agrotóxicos em larga escala no Brasil, com disponibilidade de estoque e de consumo (Peres; Moreira; Dubois, 2003).

A legislação pouco restritiva existente no Brasil até o fim da década de 1980, o Regulamento de Defesa Sanitária Vegetal de 1934 e as facilidades fiscais e financeiras ofertadas pelo governo tornaram o país um terreno propício para que empresas estrangeiras comercializassem seus produtos, muitos dos quais já tinham uso proibido no exterior (Peres; Moreira; Dubois, 2003; Terra, 2008; Pelaez; Terra; Silva, 2010). A partir da entrada em vigor da Lei Federal nº 7.802/1989, o registro de agrotóxicos para comercialização tornou-se mais rigoroso e, assim, houve novas medidas para controlar o consumo desordenado dessas substâncias. Entretanto, a expansão da agricultura brasileira a partir dos anos 2000, em busca de destaque no mercado mundial de commodities, levou a um aumento sem precedentes na demanda por agrotóxicos (Pelaez *et al.*, 2015).

Esse aumento no consumo de agrotóxicos foi marcado por conflito de interesses que perdura até os dias atuais. Nesse cenário, órgãos e instituições ligados ao setor agrícola defendem a flexibilização das normas ambientais e sanitárias relativas ao registro de agrotóxicos, o que facilitaria a expansão da agricultura. No outro extremo, entidades ligadas ao meio ambiente e aos direitos humanos defendem

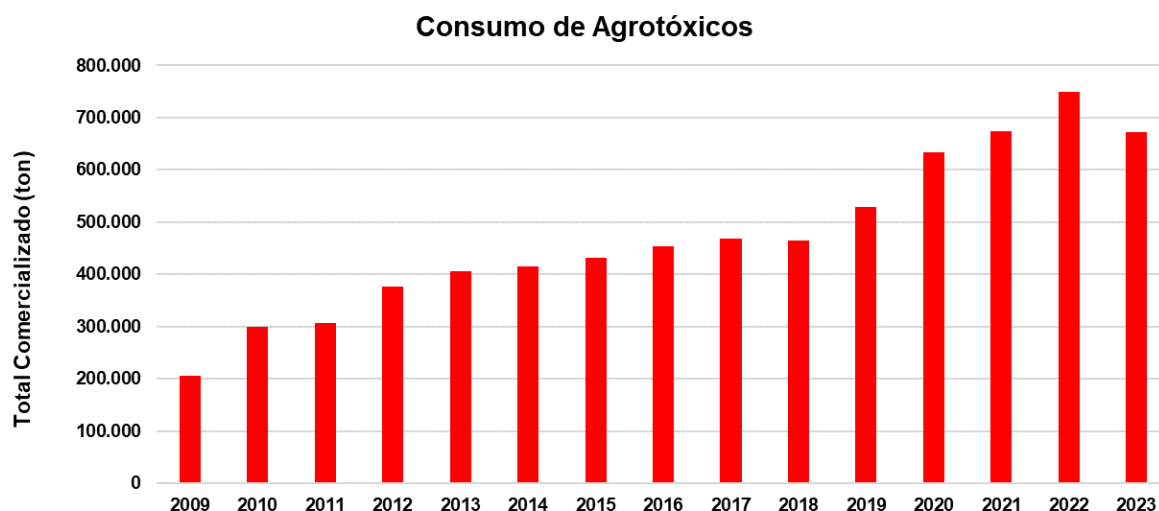
uma legislação restritiva, que reduza ou elimine a dependência agrícola desse tipo de insumo, visando à proteção da saúde pública e ambiental (Silva *et al.*, 2022). Mas, independentemente da existência desses conflitos, a expansão do agronegócio brasileiro tem posicionado o país entre os principais consumidores mundiais de agrotóxicos. Na próxima seção, apresenta-se a contextualização da posição do Brasil nos mercados nacional e mundial de agrotóxicos.

1.3.2. Perfil do consumo de agrotóxicos do Brasil em escala nacional e global

O objetivo desse capítulo é descrever o perfil de consumo de agrotóxicos no Brasil, tanto no contexto nacional quanto no internacional. Espera-se, dessa forma, fornecer uma base adequada para a compreensão e o debate sobre o potencial risco de contaminação hídrica por essas substâncias em seu território e sobre a relevância da proposição do IVCAA.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), entre 2009 e 2023, o Brasil consumiu 7,09 milhões de toneladas de agrotóxicos (IBAMA, 2025). É possível observar um crescimento parcialmente contínuo do consumo nesse período, com apenas pequenas quedas entre alguns anos, sendo a mais marcante registrada entre 2022 e 2023 (Figura 9). Esse é um aumento de aproximadamente 225% no consumo dessas substâncias.

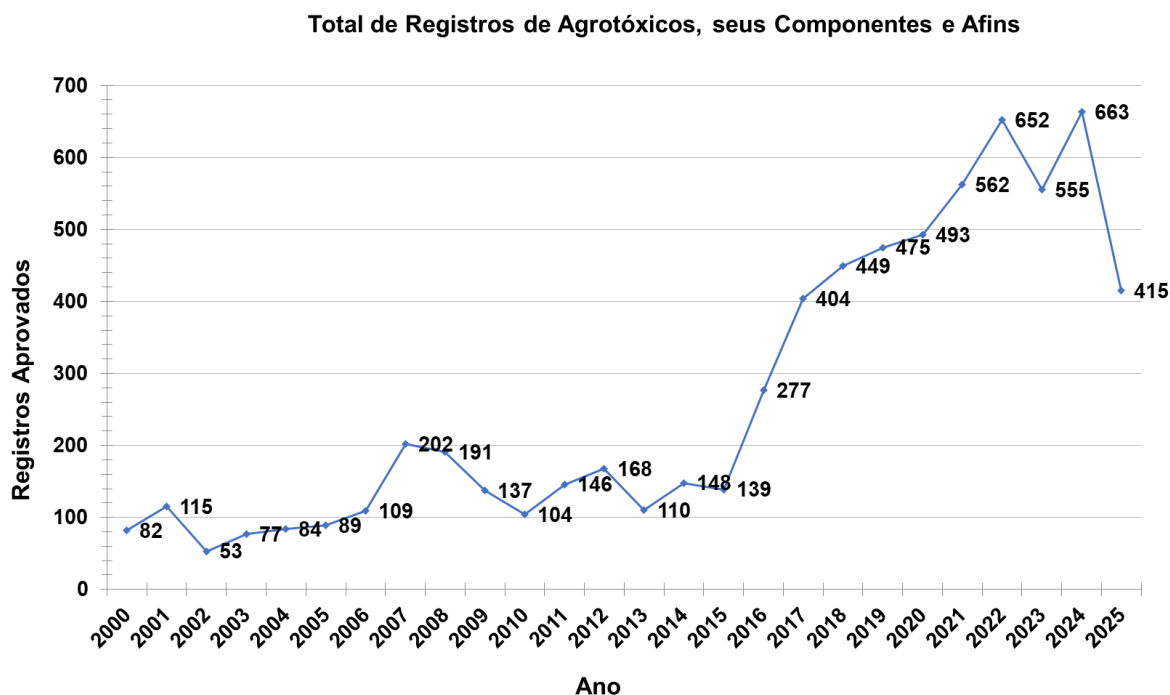
Figura 9. Total de agrotóxicos comercializados no território brasileiro, em toneladas, no período entre os anos de 2009 e 2023



Fonte: IBAMA, 2025.

Conjuntamente com o aumento do volume de agrotóxicos consumidos, tem ocorrido um aumento no registro de novos agrotóxicos, ampliando o leque de compostos disponíveis no mercado. Dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) demonstram que, no período de 2000 a 2024, houve um aumento sem precedentes no número de registros concedidos, passando de 82 em 2000 para 663 em 2024, o que representa um crescimento de 708% (Figura 10) (MAPA, 2025). Esse valor destaca o risco ao qual a população brasileira pode estar exposta. Entretanto, é importante levar em conta a classificação toxicológica dos novos registros concedidos, para que o risco seja corretamente avaliado.

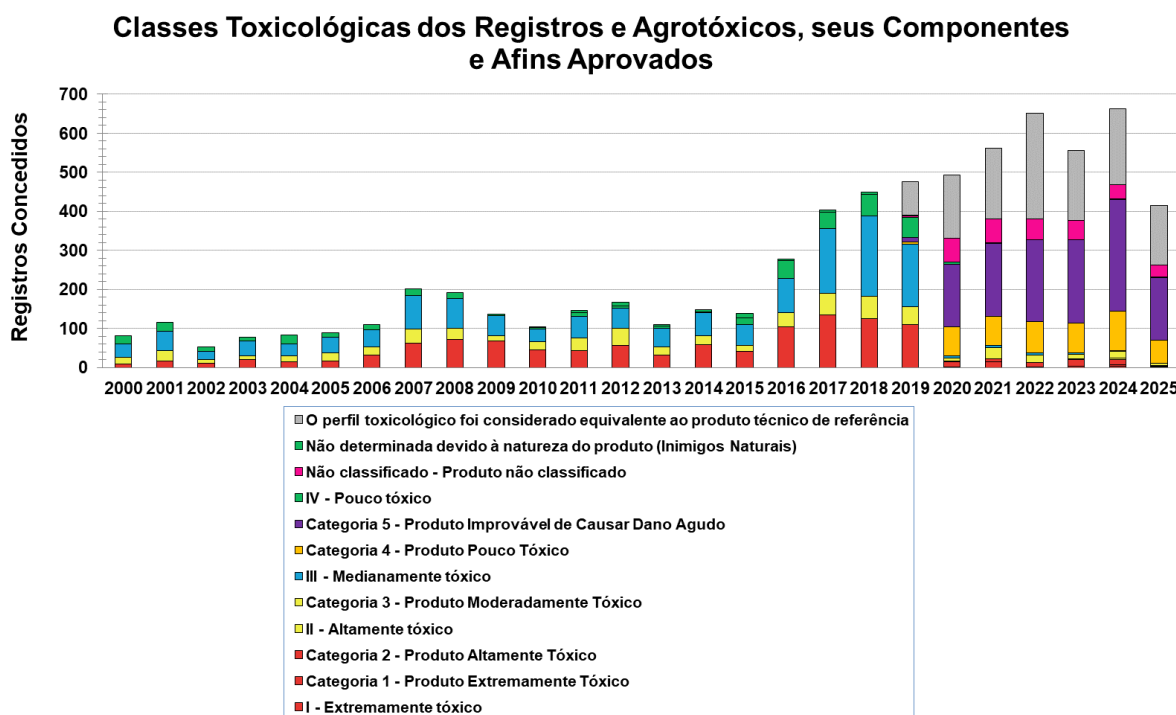
Figura 10 - Total de registros de agrotóxicos, seus componentes e afins no Brasil entre os anos de 2000 e 2025



Fonte: MAPA, 2025.

Os dados do MAPA indicam que, a partir de 2020, houve um crescimento no registro de agrotóxicos classificados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) como “Produto Pouco Provável de Causar Dano Agudo” e “Produto Pouco Tóxico” (Figura 11). Isso sugere uma mudança que pode resultar da busca por produtos menos perigosos para a saúde humana. Porém, é importante destacar que, apesar do crescimento do registro de produtos pouco perigosos, ainda há registros de produtos considerados equivalentes a outros já registrados, bem como de produtos considerados “altamente tóxicos” e “extremamente tóxicos”, embora em proporções menores.

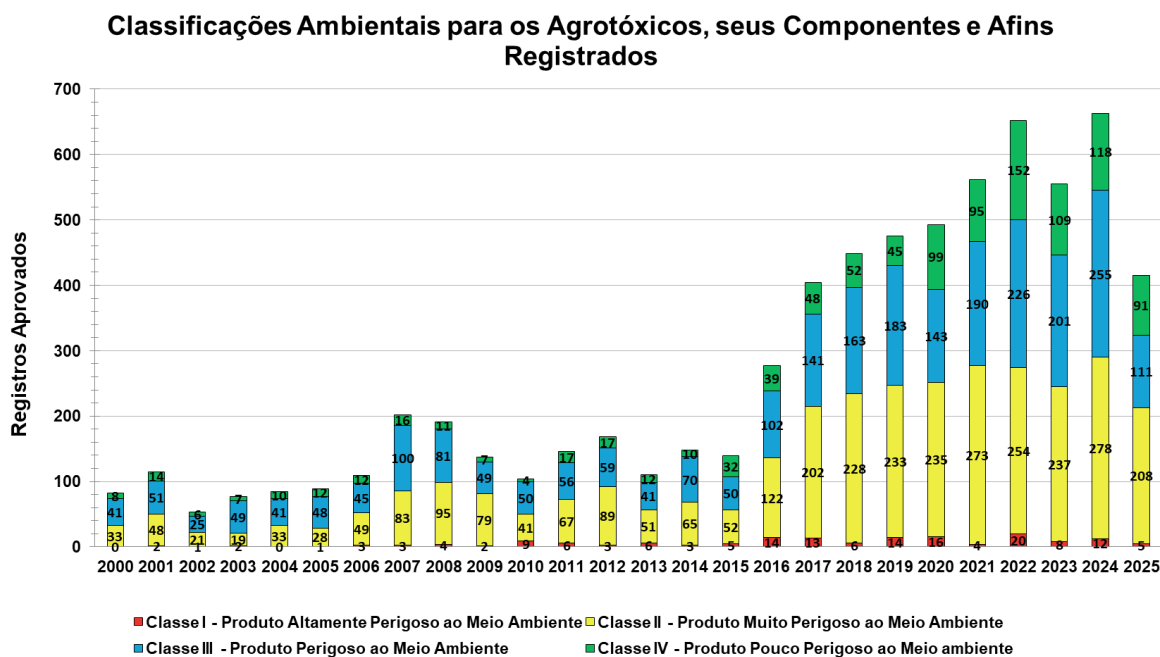
Figura 11 - Classificação toxicológica, conforme a ANVISA, dos agrotóxicos, seus componentes e afins com registro aprovado no Brasil entre os anos de 2000 e 2025



Fonte: MAPA, 2025.

Em relação à classificação de risco ambiental do IBAMA (Figura 12), a situação é mais preocupante. Ainda que o número de produtos classificados como “I – Produto altamente perigoso ao meio ambiente” tenha se mantido baixo no período entre 2000 e 2024, a proporção de agrotóxicos classificados como “II – Produto muito perigoso ao meio ambiente” e “III – Produto perigoso ao meio ambiente” permaneceu muito superior à das demais categorias em todos os anos. Esse resultado indica que as mudanças no perfil toxicológico dos agrotóxicos registrados têm sido mais favoráveis à redução dos riscos à saúde humana em detrimento dos riscos ambientais (MAPA, 2025). É evidente, portanto, o risco a que os ecossistemas brasileiros estão expostos.

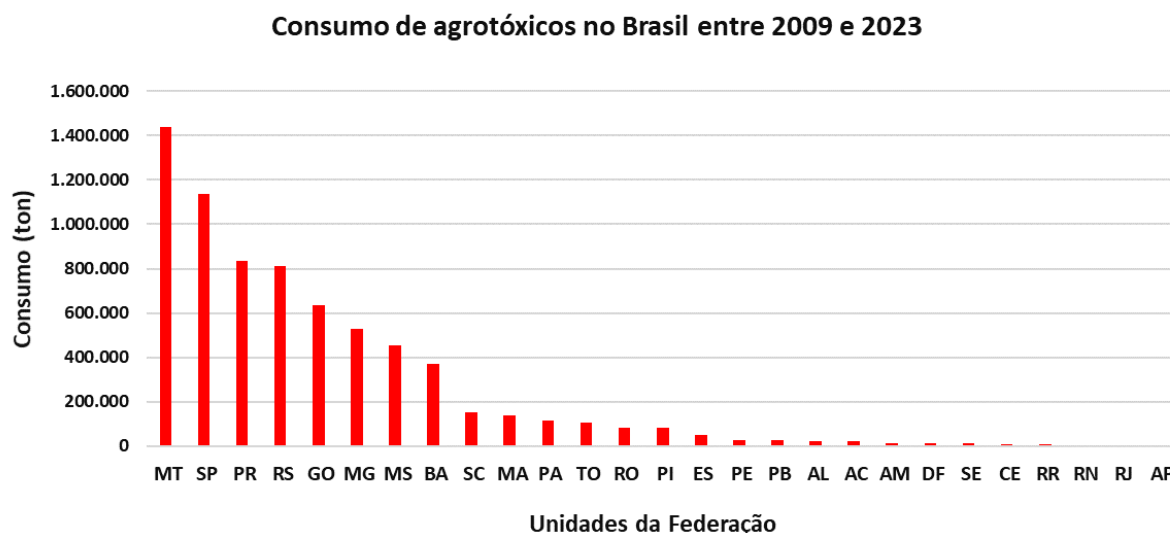
Figura 12 - Classificação toxicológica, conforme o IBAMA, dos agrotóxicos, seus componentes e afins com registro aprovado no Brasil entre os anos de 2000 e 2025



Fonte: MAPA, 2025.

O consumo de agrotóxicos não é uniforme em todo o território nacional. Os dados do IBAMA demonstram que o total consumido por estado brasileiro no período de 2009 a 2023 varia entre os estados (Figura 13). Os estados de Mato Grosso, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Bahia apresentam consumo total superior a 200 mil toneladas, enquanto os demais estão abaixo desse montante. O Mato Grosso é o estado com o maior consumo, totalizando 1.437.808 toneladas. Sendo o único com valor superior a 1,2 milhão de toneladas. Ele é seguido por São Paulo, com 1.138,079 milhões de toneladas, sendo, junto com o Mato Grosso, os únicos com consumo superior a 1 milhão de toneladas. Por sua vez, os estados que menos consumiram agrotóxicos foram Rio de Janeiro e Amapá, com 2.204 e 1.162 toneladas, respectivamente (IBAMA, 2025).

Figura 13 - Consumo total de agrotóxicos nos estados brasileiros no período entre os anos de 2009 e 2023



Fonte: IBAMA, 2025.

O consumo também varia entre os agrotóxicos disponíveis no mercado. Enquanto alguns são pouco consumidos, outros se mantêm como líderes de mercado. No Quadro 2 é possível verificar os cinco agrotóxicos mais comercializados no Brasil nos últimos cinco anos (2019 a 2023), de acordo com o IBAMA. O herbicida glifosato foi, nesse período, o agrotóxico mais consumido, totalizando 1.162.449 toneladas. O segundo lugar é ocupado pelo herbicida 2,4-d, com 282.979 toneladas. O fungicida mancozebe ocupa a terceira posição, com 243.828 toneladas. O herbicida atrazina é o quarto mais consumido, com 141.712 toneladas, seguido pelo fungicida clorotalonil e pelo inseticida acefato, com 103.817 toneladas (IBAMA, 2025).

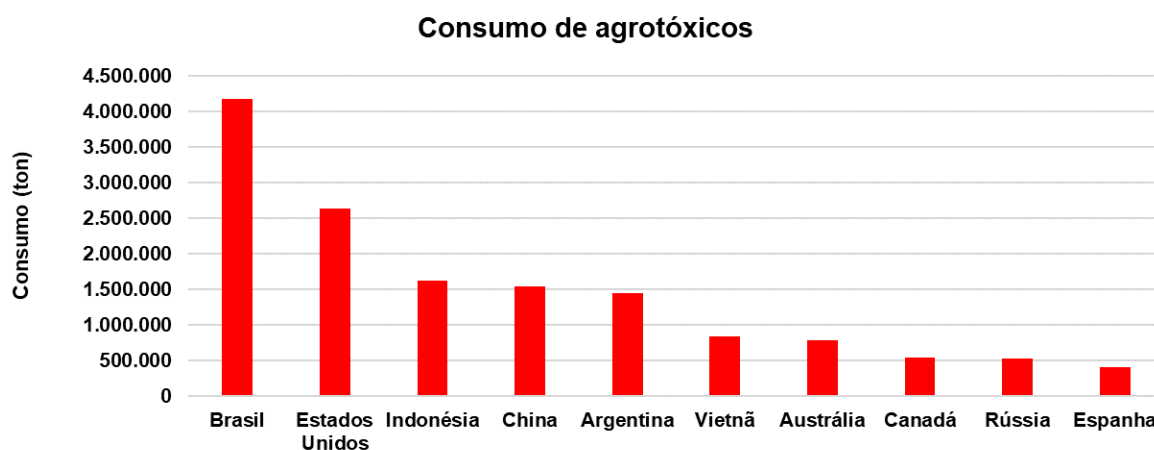
Quadro 2 - Ranqueamento dos 5 agrotóxicos mais comercializados por ano no período entre os anos de 2019 e 2023

Posição	2019	2020	2021	2022	2023
1°	glifosato	glifosato	glifosato	glifosato	glifosato
2°	2,4-d	2,4-d	2,4-d	2,4-d	mancozebe
3°	mancozebe	mancozebe	mancozebe	atrazina	2,4-d
4°	acefato	atrazina	clorotalonil	mancozebe	acefato
5°	atrazina	acefato	atrazina	clorotalonil	clorotalonil

Fonte: IBAMA, 2025.

O consumo de agrotóxicos na agricultura brasileira também se destaca no mundo. Segundo dados da FAO (2025b), o país teve o maior consumo total de agrotóxicos entre 2018 e 2023, sendo, sozinho, responsável por 17% do total consumido nesse período pelos 211 países com dados disponíveis. O segundo maior consumo foi registrado nos Estados Unidos, que foram responsáveis por 11% do consumo mundial. Indonésia e China, por sua vez, ocupam a terceira e quarta colocações, sendo ambos responsáveis por 6% do consumo mundial. Juntos, esses quatro países consumiram 42% do total de agrotóxicos utilizados mundialmente. Na Figura 14 são apresentados os 10 países com maior consumo nesse período.

Figura 14 - Ranqueamento dos 10 países com maior consumo de agrotóxicos registrado no período entre 2018 e 2023



Fonte: FAO, 2025.

O conjunto de dados apresentado permite inferir que o Brasil não apenas expandiu o consumo absoluto de agrotóxicos, destacando-se no nível global, mas também diversificou o portfólio de substâncias disponíveis para uso em seu território. Houve um aumento no registro de compostos menos tóxicos para seres humanos, porém, uma proporção significativa de novos compostos classificados como de alto risco ambiental ainda vêm sendo aprovados. Apesar disso, os dados demonstram que o consumo nacional ainda é predominantemente baseado em agrotóxicos clássicos, como o glifosato, 2,4-d, mancozeb, atrazina e clorotalonil, que lideram o mercado (IBAMA, 2025).

Do ponto de vista territorial, há um grande contraste no consumo de agrotóxicos. Evidencia-se que regiões de notória vocação agrícola, como os estados de Mato Grosso, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Bahia, são responsáveis por uma parcela significativa do consumo, enquanto outros estados, como o Rio de Janeiro e o Amapá, apresentam consumos muito inferiores (IBAMA, 2025). Essa variação territorial pode ser atribuída à variabilidade da vocação dos estados brasileiros. Estados como Rio de Janeiro e Amapá têm um setor agrícola menos desenvolvido do que os demais, que são líderes em produtividade. Portanto, é claro o risco ao qual a população e os ecossistemas brasileiros estão expostos, porém, esse risco não se distribui de forma homogênea no território nacional.

Estudos corroboram a observação de que regiões de agricultura intensiva concentram cargas significativamente maiores de herbicidas e fungicidas, o que tende a elevar o risco de contaminação ambiental em comparação às áreas menos mecanizadas (Pignati *et al.*, 2017; Bombardi, 2017). Somadas a isso, as dimensões continentais do Brasil e a diversidade de seu território, marcado por conflitos sociais, podem tornar a gestão do risco de contaminação um desafio ainda maior. Nessas condições, a contaminação ocorre em um sistema socioecológico complexo, no qual interage com uma diversidade de fatores ambientais, sociais, econômicos e políticos que podem agravar ou amenizar seus efeitos. Isso reforça a necessidade de abordagens inclusivas voltadas à avaliação de risco. Nesse contexto, a proposição do IVCAA mostra-se particularmente pertinente.

Outro ponto relevante para a avaliação e gestão dos riscos decorrentes do uso desordenado de agrotóxicos é compreender seus efeitos nocivos ao meio ambiente e à saúde pública. Dessa forma, o capítulo seguinte se encarrega de apresentar e

debater os impactos que os agrotóxicos podem causar ao meio ambiente e aos seres vivos quando utilizados de forma irresponsável.

1.4. Consequências ambientais e sanitárias do uso desordenado de agrotóxicos

1.4.1. Impactos ambientais do uso de agrotóxicos

A contaminação ambiental por agrotóxicos se inicia com sua entrada no ambiente. O meio mais comum pelo qual esse processo ocorre é a aplicação em áreas agrícolas. As modalidades de aplicação dessas substâncias podem ser classificadas em: via sólida, líquida ou gasosa. Por via sólida, geralmente são aplicados grânulos de agrotóxicos sobre o solo. Na via líquida, a mais utilizada, o produto é diluído em água e/ou compostos adjuvantes e é, então, aplicado por pulverização. A via gasosa é a menos comum, utilizada apenas em casos específicos (Spadotto, 2006; Baesso *et al.*, 2014). Uma vez disponíveis no ambiente, esses compostos estão sujeitos a uma série de processos.

A contaminação dos compartimentos ambientais (ar, solo, água, biota) pode ocorrer por deriva, lixiviação, escoamento superficial ou subsuperficial de agrotóxicos disponíveis no ambiente durante ou após a aplicação (Srivastava *et al.*, 2018). Contudo, o destino e o comportamento ambiental dessas substâncias são determinados por uma série de fatores. O potencial de mobilização e degradação ambiental dos agrotóxicos é determinado, em grande parte, por suas características físicas e químicas intrínsecas (Seiber; Kleinschmidt, 2010). Fatores físicos, químicos, biológicos e hidrometeorológicos do ambiente e seus compartimentos também estão diretamente relacionados ao destino dos agrotóxicos (Ochoa; Maestroni, 2018). Da mesma forma, as práticas de manejo adotadas para manuseio e aplicação dos agrotóxicos também refletem na probabilidade de contaminação. Assim, sua dinâmica ambiental se apresenta como um processo complexo.

A contaminação ambiental por agrotóxicos tem uma variedade de efeitos adversos sobre ecossistemas, de curto e longo prazo, que podem levar a prejuízos

econômicos, sociais e estéticos (Parween; Jan, 2019). Um dos seus impactos ambientais mais discutidos é a morte ou contaminação de organismos “não-alvo”, como microrganismos do solo, insetos, peixes, aves e animais selvagens (Usmani *et al.*, 2020). Ao comprometer organismos “não-alvo” e compartimentos ambientais, esses compostos têm consequentemente reflexo direto sobre a saúde humana e as atividades necessárias à sua manutenção (FAO, 2023).

Um dos principais exemplos de impacto sobre organismos não-alvo é a morte de polinizadores. A exposição a agrotóxicos pode prejudicar o metabolismo de espécies polinizadoras como abelhas (Fellows; Anderson; Swale, 2022); afetar sua capacidade de distinguir e reconhecer cores, reduzindo sua atividade de polinização (Helander *et al.*, , 2023); reduzindo sua capacidade de identificar riscos, causando maiores chances de sua captura por predadores (Nouvian; Foster; Weidenmuller, 2023); assim como contaminando pólen, néctar e mel, levando ao risco de contaminação humana por ingestão (Zioga; White; Stout, 2022). Além dos efeitos específicos aos indivíduos, os impactos sobre polinizadores também podem causar danos em escala ecossistêmica ao prejudicar a dispersão das espécies (Parween; Jan, 2019).

Em países de base agrícola como o Brasil, com grande uso de agrotóxicos, a perda da diversidade de microrganismos do solo é um problema recorrente (Gunstone *et al.*, 2021), outro exemplo do impacto sobre organismos não-alvo. Estudos têm demonstrado efeitos deletérios de agrotóxicos amplamente utilizados no Brasil sobre a microbiota do solo, como o 2,4-d e o fipronil (Triques *et al.*, 2021), a atrazina (Hu *et al.*, 2023) e o mancozeb (Carniel *et al.*, 2019). A mistura de diferentes agrotóxicos, uma realidade em áreas com aplicações intensivas, também pode afetar negativamente esse tipo de microrganismo (Panico *et al.*, 2023). A degradação da diversidade de microrganismos do solo prejudica a disponibilidade de nutrientes e a estrutura do solo, comprometendo a qualidade do solo (Mattos, 2015). Assim, embora o uso de agrotóxicos represente um ganho momentâneo em produtividade, pode acarretar reduções na produtividade de uma área ao longo do tempo (Eijsackers; Maboeta, 2023).

Outro ponto crítico da contaminação ambiental por agrotóxicos é o manejo inadequado das embalagens no pós-uso. A Resolução nº 465, de 2014, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), dispõe sobre o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento dessas embalagens. De acordo com a

Resolução, o local de implantação do posto de recebimento deve estar distante de corpos hídricos, residências, escolas, postos de saúde, abrigos de animais domésticos e depósitos de alimentos, bem como estar devidamente identificado e sinalizado quanto ao risco e ao acesso restrito. A operação do posto deve ser realizada de acordo com um plano específico submetido ao órgão ambiental, juntamente com o projeto, e obedecendo aos requisitos de segurança para os funcionários e de certificação e controle das devoluções realizadas pelos usuários (Brasil, 2014).

A disposição dessas embalagens em áreas agrícolas pode levar à contaminação do solo e da água e, conseqüentemente, comprometer a saúde humana (Jin; Bluemling; Mol, 2018). Conforme a Lei Federal nº 7.802/1989, os usuários de agrotóxicos são responsáveis pela lavagem e devolução da embalagem ao ponto de compra ou de coleta após o uso. As empresas fabricantes e comerciantes dessas substâncias são, por sua vez, responsáveis pela destinação adequada das embalagens após a coleta (Brasil, 1989). O que tem sido observado, no entanto, é a disposição inadequada. Nos casos em que não ocorre a coleta, as soluções empregadas são a queima, que libera gases tóxicos; o aterro, em que há risco de contaminação do solo e do lençol freático; e a disposição a céu aberto, onde a água da chuva pode transportar seus resíduos (FUNASA, 2019).

De modo geral, o uso de agrotóxicos representa uma ameaça à biodiversidade. Ao contaminar aves, mamíferos, anfíbios e peixes, essas substâncias podem entrar na cadeia alimentar, promovendo declínios populacionais. Por outro lado, ao eliminar ervas daninhas, insetos e microrganismos do solo, pode reduzir a disponibilidade de alimento para várias espécies. Ao modificar a vegetação, eliminando espécies vegetais “não-alvo”, essas substâncias também podem alterar habitats, provocando declínios populacionais (Parween; Jan, 2019). Assim, faz-se urgente a necessidade de políticas de redução do uso de agrotóxicos nocivos e de adoção de sistemas produtivos ambientalmente sustentáveis e amigáveis (Duddley *et al.*, 2017).

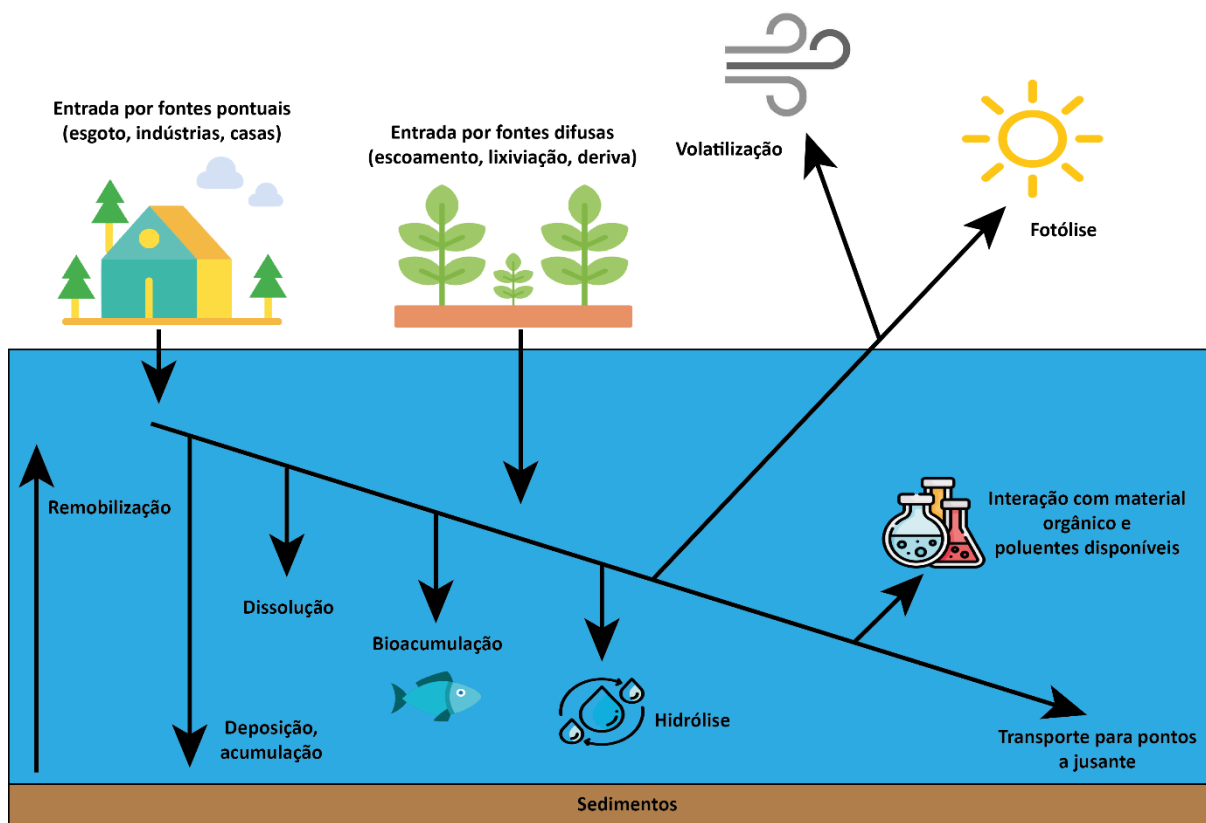
Como visto, o debate sobre os efeitos deletérios dos agrotóxicos é um problema complexo que se manifesta de forma sistêmica. Porém, o foco do presente estudo está na contaminação hídrica por essas substâncias. Portanto, na seção seguinte, a dinâmica da contaminação hídrica por agrotóxicos e seus efeitos ambientais são discutidos de forma mais detalhada.

1.4.1.1. Contaminação hídrica por agrotóxicos

O acesso à água potável é um direito fundamental, indispensável para uma vida saudável. Contudo, o uso intensivo de agrotóxicos tem comprometido esse recurso (El-Nahhal; El-Nahhal, 2021). A partir do momento em que se tornam disponíveis no ambiente, os agrotóxicos podem entrar no ciclo hidrológico por duas vias principais, as fontes pontuais e as fontes difusas. As fontes pontuais são caracterizadas por introduzir essas substâncias diretamente nos ecossistemas aquáticos, como estações de tratamento de esgoto, indústrias ou áreas de aquicultura. As fontes difusas, por sua vez, introduzem os agrotóxicos de maneira indireta, pelo transporte de gotículas pelo vento ou através do escoamento e da lixiviação de agrotóxicos de áreas de agricultura, jardins e hortas (Boulomytis; Bresaola, 2013; Srivastava *et al.*, 2018; Siddiqui, 2019).

O destino dessas substâncias no ambiente aquático, seja no ambiente superficial, subsuperficial ou subterrâneo, é determinado por três processos principais: transporte, transferência e transformação. O processo de transporte caracteriza-se pelo deslocamento dos agrotóxicos da fonte até o recurso hídrico. Ao entrarem no ambiente aquático, os compostos ficam sujeitos à transferência, podendo ligar-se ao sedimento, permanecer suspensos na coluna d'água ou acumular-se em organismos vivos. Ao longo de todos esses processos, os agrotóxicos podem passar por transformações, como hidrólise, fotólise, volatilização e biodegradação, além da interação com outros contaminantes, o que pode originar novos subprodutos (Siddiqui, 2019; Vryzas, 2018). Na Figura 15, a dinâmica dos agrotóxicos no ambiente aquático é representada de forma simplificada.

Figura 15 - Dinâmica da contaminação hídrica por agrotóxicos



Fonte: Adaptado de Sididiqui, 2019.

Todos esses processos são determinados por uma série de variáveis ambientais e outras intrínsecas às próprias substâncias químicas (Chavoshani *et al.*, 2020). Entre as variáveis ambientais podem ser citados o pH e a temperatura da água, a incidência de luz solar, a presença de matéria orgânica dissolvida, material em suspensão, algas, zooplâncton, peixes e microrganismos (Vryzas, 2018). Em relação as variáveis físicas e químicas dos agrotóxicos temos a solubilidade em água, o coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), que determina a afinidade dos compostos pela fase orgânica da matéria como lipídeos; o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (K_{oc}), que determina a distribuição do composto entre a fase líquida e sólida de um solo; a pressão de vapor (P_v) e a constante da Lei de Henry (K_h), que se referem ao potencial de volatilização desses compostos; e a seu tempo meia-vida (DT_{50}), que determina o tempo necessário para que a concentração do composto na matriz reduza em 50% (Mackay *et al.*, 2006).

A contaminação hídrica por agrotóxicos já é uma realidade no Brasil, principalmente em regiões com grande produtividade agrícola. Na região do Mato Grosso do Sul, estado produtor de soja e milho, foi identificada a contaminação hídrica com oito agrotóxicos (atrazina, diuron, hezazinona, tebutiuron, azoxistrobina, carbendazin, tebuconazol e fipronil) (Viana *et al.*, 2023). Barizon *et al.*, (2022) identificaram na bacia do rio Mogi-Guaçu riscos à vida aquática provocados pela contaminação por diuron, hexazinona, carbofurano e tiametoxam, associada ao cultivo de cana-de-açúcar. No estado de São Paulo, foi identificada a contaminação por atrazina nos rios Capivari e Atibaia (Vizioli *et al.*, 2023), os quais fazem parte da área de estudo desse trabalho.

Ao contaminar espécies aquáticas, uma série de efeitos adversos é observada. Peixes de água doce expostos ao inseticida clorpirifós demonstraram alterações imunológicas, hormonais e histopatológicas (Raibeemol; Chitra, 2020). O herbicida 2,4-d, segundo agrotóxico mais utilizado no Brasil (IBAMA, 2023), foi relacionado a danos no desenvolvimento físico e na capacidade respiratória e motora de girinos (Freitas *et al.*, 2019). O glifosato, agrotóxico mais consumido no Brasil, favoreceu a proliferação de patógenos oportunistas em mexilhões devido a quedas na resposta imune dos indivíduos (Iori *et al.*, 2019).

Ao contaminar ambientes aquáticos, os agrotóxicos podem promover o aporte de fósforo orgânico do ambiente, promovendo a eutrofização (Liu *et al.*, 2021). Uma vez que o processo de eutrofização se inicia, há uma depleção do oxigênio dissolvido na água devido ao aumento da produtividade heterotrófica, que consome o oxigênio dissolvido no meio líquido. Desta maneira, ocorrem diversos impactos negativos desse processo, que vão desde a mortandade de peixes até problemas estéticos e recreacionais, aumento dos custos de tratamento da água, causando problemas para abastecimento público e industrial (Gadelha *et al.*, 2022).

A lixiviação de agrotóxicos nos solos até as zonas saturadas também representa um importante risco de contaminação hídrica. Após a aplicação, essas substâncias podem ficar disponíveis no solo e serem lixiviadas, junto às águas da chuva ou do processo de irrigação, contaminando mananciais subterrâneos. Junto à via do escoamento superficial, essas são as principais fontes de contaminação hídrica por agrotóxicos (Acayaba *et al.*, 2020). Dessa forma, os agrotóxicos chegam a outro ponto crítico da contaminação hídrica por tais compostos, a deterioração da qualidade da água de mananciais e de abastecimento público (El-Nahhal; El-Nahhal, 2021).

Como visto, a contaminação ambiental e, em específico, a contaminação hídrica são processos complexos e têm grande potencial para provocar perdas de biodiversidade. Porém, seus efeitos não se limitam ao meio ambiente. Uma vez que o ser humano faz parte do ambiente natural e interage constantemente com seus componentes em um sistema socioecológico, é esperado que tais efeitos também comprometam a saúde e o bem-estar das populações. Na seção seguinte, são apresentados a dinâmica da exposição humana aos agrotóxicos e os principais efeitos sobre a saúde.

1.4.2. Impactos dos agrotóxicos à saúde humana

Além dos riscos ambientais, o aumento do uso de agrotóxicos tem demonstrado riscos à saúde humana (Dhankhar; Kumar, 2023). A exposição de seres humanos a esses compostos pode ocorrer de forma acidental, ocupacional, ambiental ou por tentativa de suicídio ou de homicídio (Ministério da Saúde, 2021). Essa exposição ocorre por três vias principais: a pele (por contato), a boca (por ingestão) e os pulmões (por inalação). O estado físico do agrotóxico no momento da exposição (sólido, líquido ou gasoso) tende a determinar a via por meio da qual ocorrerá a contaminação humana (Damalas; Koutroubas, 2016).

A intoxicação por meio da pele pode ocorrer, na maioria dos casos, em ambientes de trabalho. Pessoas podem entrar em contato direto com os agrotóxicos ou ser atingidas por respingos enquanto misturam, carregam ou aplicam os produtos. A intoxicação por inalação pode ocorrer ao manusear produtos em pó ou ao inspirar gotículas no ar ou vapores. Esse tipo de intoxicação é potencializado em aplicações com aspersores de alta pressão e gotículas finas, que facilitam o seu transporte pelo ar. A intoxicação por ingestão é a menos comum, porém a mais grave. Geralmente, pessoas ingerem agrotóxicos armazenados em garrafas ou em embalagens sem rótulos. A ingestão involuntária também pode ocorrer quando trabalhadores comem ou fumam após terem contato com agrotóxicos. Há também os casos de ingestão intencional ou forçada em tentativas de suicídio e de homicídio (Sarwar, 2015). Deve-se destacar, no caso da intoxicação por ingestão, também o risco decorrente do

consumo de alimentos ou mesmo de água contaminados por agrotóxicos (Braga *et al.*, 2020).

As intoxicações por agrotóxicos podem ser agudas ou crônicas. O grupo das intoxicações agudas caracteriza-se por sintomas que surgem em até 24 horas após o contato com o agrotóxico, sendo necessária apenas uma única exposição. A gravidade desse tipo de intoxicação pode variar conforme os sintomas observados (Quadro 3). As intoxicações crônicas, por sua vez, decorrem de exposições contínuas e prolongadas aos agrotóxicos, mesmo em pequenas doses. Nesse tipo de intoxicação, há dificuldade em estabelecer uma relação de causa e efeito, especialmente diante da exposição a misturas de agrotóxicos, situação recorrente na agricultura brasileira (Ministério da Saúde, 2013).

Quadro 3 - Tipos de intoxicação aguda por agrotóxicos e seus principais sintomas

Tipo de intoxicação	Sintomas
Intoxicação aguda leve	Cefaleia; irritação cutâneo-mucosa; dermatite de contato irritativa ou por hipersensibilização, náusea discreta tontura;
Intoxicação aguda moderada	Cefaleia intensa; náusea; vômitos; cólicas abdominais; tontura intensa; fraqueza generalizada; paraestesia; dispneia; salivação e sudorese aumentados;
Intoxicação aguda grave	Miose; hipotensão; arritmias cardíacas; insuficiência respiratória; edema agudo de pulmão; pneumonite química; convulsões; alterações da consciência; choque; coma; podendo evoluir para óbito.

Fonte: Ministério da Saúde, 2013.

Existem grupos considerados de risco para a contaminação humana por agrotóxicos. Em primeiro plano, temos aqueles que lidam diretamente com os compostos: trabalhadores agrícolas envolvidos no transporte, na mistura, no carregamento e na aplicação dessas substâncias (Tudi *et al.*, 2022). É sabido que, em muitos casos, esses trabalhadores não fazem o devido uso de equipamentos de proteção individual (EPIs), como máscaras e luvas, ao manusear agrotóxicos, o que favorece sua intoxicação por via dérmica e por inalação (Dhankhar; Kumar, 2023). Outros grupos considerados de risco são crianças, idosos e gestantes, especialmente

os residentes próximos a áreas de uso intensivo de agrotóxicos. Apesar de não terem contato direto com os compostos, assim como os trabalhadores rurais, esses grupos possuem condições físicas que os tornam mais suscetíveis a seus efeitos tóxicos (Ministério da Saúde, 2013).

Estudos têm apontado uma série de efeitos negativos à saúde humana decorrentes da exposição a agrotóxicos. O glifosato, ingrediente ativo mais consumido no Brasil, pode estar associado a desordens do metabolismo lipídico, disfunções renais e hepáticas, doenças cardiovasculares e Alzheimer (Zhang *et al.*, 2023). A exposição a longo prazo ao composto pode elevar o risco de estresse oxidativo e de doenças neurodegenerativas (Zhang *et al.*, 2022). Outros agrotóxicos amplamente consumidos, como clorpirifós, diazinon, epoxiconazol e tebuconazol mostraram potencial para desregulação endócrina (Jung; Jeong; Lee, 2022). O surgimento de depressão, ansiedade e ideações suicidas em trabalhadores rurais também tem sido associado à intoxicação por agrotóxicos (Cancino *et al.*, 2023; Zanchi; Martins; Zamoner, 2023). O contato com essas substâncias também tem sido considerado um fator de risco para o surgimento de câncer (Parrón; Hernández; Alarcón, 2014).

Entre as formas de intoxicação por agrotóxicos, a ingestão por meio de alimentos e da água contaminada merece atenção. Atualmente, a produção agrícola, principalmente de commodities, circula mundialmente. Dessa forma, alimentos produzidos com o uso excessivo de agrotóxicos podem ser consumidos em outros estados e países, transferindo o risco aos consumidores (Braga *et al.*, 2020). Quanto à contaminação por água, ela não é visível nem tem sabor. Portanto, a exposição prolongada pode levar a efeitos crônicos, percebidos anos após o início da ingestão (Dhankhar; Kumar, 2023).

Estudos têm demonstrado que a contaminação da água fornecida à população por agrotóxicos é um problema recorrente no Brasil. De acordo com Gomes *et al.*, (2023), no período de 2014 a 2018, 85,6% das análises de qualidade da água destinada ao consumo humano disponibilizadas no SISAGUA detectaram a presença do agrotóxico simazina. Destacam-se, nessas ocorrências, os estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Tocantins e Bahia (Gomes *et al.*, 2023). Em Panis *et al.*, (2022) foi verificada a contaminação hídrica com os agrotóxicos diuron, lidano e mancozebe. O estudo também demonstrou a contaminação por DDT, composto banido no Brasil há mais de 20 anos. Em outro estudo, verificou-se a presença de agrotóxicos em 719 municípios brasileiros, dos quais 179 apresentaram

concentrações acima do permitido. Neste estudo, o composto DDT também foi identificado (Brovini *et al.*, 2023).

Uma vez apresentados os potenciais impactos ambientais e sanitários a que a população brasileira está exposta pelo uso desordenado de agrotóxicos, é importante compreender o contexto político que regula o uso dessas substâncias. No capítulo seguinte, apresenta-se a contextualização dos marcos legais relativos à contaminação da água destinada ao consumo humano no Brasil.

1.5. Background político e regulatório da contaminação da água para consumo humano no Brasil

1.5.1. Histórico da regulação para registro de agrotóxicos no Brasil

O primeiro marco legal sobre agrotóxicos no Brasil foi o Decreto Federal nº 24.114/1934, que aprovou o Regulamento para a Defesa Sanitária Vegetal (BRASIL, 1934b). Uma das principais características do decreto era a centralização do poder legislativo sobre agrotóxicos nas mãos da União. Uma de suas principais funções era dispor sobre os procedimentos a serem observados para o registro de novos agrotóxicos. O processo de registro era realizado restritamente no âmbito do Ministério da Saúde, por meio do Serviço de Defesa Sanitária Vegetal (SDSV), conforme seu art. 52 (Terra, 2008).

O conjunto de critérios exigidos no decreto para o registro dos agrotóxicos era, conforme seu art. 53: amostra dos produtos ou preparados; certidão de análise química realizada no Instituto de Química Agrícola ou em outra repartição oficial indicada pelo Serviço de Saúde Pública; instruções de uso; indicação da sede da fábrica ou estabelecimento; marca comercial e outros esclarecimentos que se tornassem necessários. Uma vez que o SDSV verificava o cumprimento dessas determinações, emitia-se uma licença de registro com validade de cinco anos. A partir desse período, o registro deveria ser renovado, assim como em caso de qualquer alteração na composição dos produtos (BRASIL, 1934b). Cabe destacar que o critério não trazia nenhuma definição clara sobre avaliações de toxicologia humana ou

ambiental, o que abria espaço para que o Brasil recebesse produtos já banidos no exterior (Pelaez *et al.*, 2015).

Após vigorar por mais de 50 anos, o Decreto nº 24.114/1934 foi substituído. Entrava em vigor, em seu lugar, a Lei nº 7.802/1989, regulamentada pelo Decreto Federal nº 4.074/2002, que foi alterado pelo Decreto Federal nº 10.833/2021. Essa mudança na legislação representou um avanço na proteção da saúde humana e na conservação do meio ambiente. Segundo Franco e Pelaez (2017), as maiores mudanças proporcionadas pela lei foram a proibição do registro de novos agrotóxicos com toxicidade maior que a de produtos já registrados para a mesma finalidade; a possibilidade de exclusão ou cancelamento de registros perante pedido de entidades representantes da sociedade civil; o cadastro obrigatório de produtores, comerciantes e aplicadores dos produtos pelos órgãos estaduais e municipais; criação de normas e padrões para embalagem e rotulagem; a atribuição de responsabilidades administrativas pelos danos gerados por agrotóxicos; e a obrigatoriedade de apresentação do receituário agrônomo para a compra dos agrotóxicos.

Outra mudança importante, promovida pela Lei nº 7.802/1989, ocorreu no sistema de registro de agrotóxicos. O processo de registro, até então centrado no Ministério da Agricultura, por meio do SDSA, foi substituído. O novo sistema de registro de agrotóxicos adotado pela lei foi um modelo tripartite com divisão das atribuições e competências entre o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, o Ministério da Saúde e o Ministério do Meio Ambiente (Gambera; Trentini, 2020). Nesse esquema, o MAPA era responsável pela avaliação da eficiência agrônoma dos agrotóxicos em análise. O IBAMA era responsável pela avaliação dos aspectos ecotoxicológicos dos agrotóxicos, enquanto a ANVISA, pela toxicologia humana (Terra, 2008).

Com a adoção de um marco legal mais restritivo em aspectos sanitários e ambientais e de um sistema de registro mais complexo, houve um aumento no tempo de espera para a avaliação dos pedidos de registro. Assim, a fila de compostos aguardando análise pelos órgãos competentes se tornou mais longa. Como consequência, iniciou-se, principalmente a partir dos anos 2000, uma pressão por parte de grupos vinculados ao agronegócio sobre o setor político. Tais grupos buscavam agilizar o processo de registro, em alguns casos, em detrimento dos mecanismos de avaliação do risco decorrentes desses compostos (Pelaez; Terra; Silva, 2010).

Foi então publicado o Decreto Federal nº 5.981, de 2006, com o objetivo de agilizar o processo de registro. O decreto possibilitava um processo de registro mais rápido para produtos cujos fabricantes comprovassem equivalência química com produtos já registrados (Brasil, 2006). Os produtos equivalentes deviam conter também doses de ingredientes ativos iguais ou inferiores às dos produtos já registrados. Contudo, o decreto não previa que a composição dos produtos fosse idêntica à de referência, o que permitiu a adição de adjuvantes que podiam afetar negativamente o perfil toxicológico dos compostos (Souza *et al.*, 2023).

Surgia, nesse contexto, uma polarização entre os interesses econômicos e os de preservação sanitária e ambiental, que perdura até os dias atuais. Os grupos vinculados à agroindústria, notadamente empresas e produtores dotados de influência política e econômica, tendem a se posicionar a favor de flexibilizações na legislação, justificando-se, principalmente, pela necessidade de garantir a segurança alimentar. Por sua vez, grupos e organizações ligados ao setor ambiental e à saúde pública, representados por camponeses, agricultores familiares, indígenas, quilombolas, extrativistas, pescadores, entre outros, favorecem e apoiam normas restritivas, além da busca por soluções sustentáveis (Porto, 2018; Moraes, 2019).

A interface entre agricultura, meio ambiente e saúde foi o foco de propostas legislativas com o intuito de modificar o arcabouço jurídico, minimizando a relevância das questões ambientais e de saúde pública. A premissa básica desse posicionamento, muitas vezes, é que questões dessa natureza representam um atraso desnecessário e infundado no processo de registro de novos agrotóxicos. São exemplos de propostas nesse sentido os Projetos de Lei (PL) nº 6.299/2002 e nº 3.200/2015 (Almeida *et al.*, 2017; Porto, 2018).

O PL 6.299/2002, também conhecido como “Pacote do Veneno” (Porto, 2018), foi aquele com maior repercussão e teve como objetivo modificar os art. 2 e 3 da Lei nº 7.802/1989 que tratam das definições e também do processo de registro de agrotóxicos. Por sua vez, o PL nº 3.200/2015 buscava revogar integralmente a Lei nº 7.802/1989 e instituir a Política Nacional de Defensivos Fitossanitários e de Produtos de Controle Ambiental, seus Componentes e Afins. De modo geral, as alterações em relação ao sistema atual são semelhantes. Podem ser citadas como principais modificações a troca do termo “agrotóxico” por “defensivo fitossanitário”; a facilitação do uso urbano desses compostos; a criação da Comissão Técnica Nacional de Fitossanitários no âmbito do MAPA, removendo os Ministérios da Saúde e do Meio

Ambiente do processo de registro; e a não obrigatoriedade de receituário agrônomo para a utilização dessas substâncias (ABRASCO, 2018; Porto, 2018; Almeida *et al.*, 2017).

A promulgação da Lei Federal nº 14.785/2023 resultou do longo processo de disputa de interesses envolvendo o setor produtivo, órgãos de Estado e grupos da saúde e do meio ambiente (Oliveira, 2024). Originada do PL 1.459/2022, um dos substitutivos ao Pacote do Veneno, aprovado em 2023, a lei revoga integralmente a Lei nº 7.802/1989 e estabelece um novo marco regulatório para o registro, produção, comercialização e controle de agrotóxicos no Brasil. Embora parte do texto inicialmente aprovado buscasse concentrar o poder decisório no MAPA, vetos presidenciais preservaram a atuação tripartite, mantendo IBAMA e ANVISA como autoridades obrigatórias para a avaliação de riscos ambientais e sanitários. A mudança central está na formalização do processo de avaliação de risco: cabe agora ao requerente apresentar dossiês completos contendo relatórios de avaliação dos riscos sanitários e ambientais, que passam a constituir a base técnica primária da análise. Os órgãos federais continuam responsáveis pelos pareceres finais, mas com menor margem para reavaliações independentes e maior dependência dos estudos fornecidos pelo próprio fabricante (Brasil, 2023).

Essa modificação do sistema de avaliação de risco pode ser considerada uma tentativa de alinhar a legislação brasileira ao modelo internacional atual, especialmente o adotado nos Estados Unidos e na União Europeia (Cione *et al.*, 2024). Além disso, a lei apresenta instrumentos específicos destinados à padronização e agilização do processo regulatório. De modo geral, os prazos para avaliação dos pedidos de registro foram reduzidos de até 36 meses para, no máximo, 24 meses. Também são criadas categorias distintas de registro, como o registro por equivalência, com prazo de até 12 meses; o registro de produto técnico idêntico, com prazo máximo de 60 dias; e o registro especial temporário, voltado à pesquisa, experimentação e ensaios de campo, com prazo máximo de 30 dias (Brasil, 2023).

Outro ponto central do novo marco é a criação de sistemas informatizados para gestão de dados, modernizando a estrutura gerencial. Um deles é o Sistema Unificado de Cadastro e de Utilização de Agrotóxicos e de Produtos de Controle Ambiental Informatizado. Esse sistema deve ter abrangência nacional e será implantado, mantido e atualizado pelos órgãos registrantes (MAPA e IBAMA). Nele, deverão ser cadastrados os estabelecimentos manipuladores, importadores e exportadores, as

instituições de pesquisa e experimentação, os distribuidores, os profissionais legalmente habilitados, os agricultores usuários e as prestadoras de serviços terceirizados de aplicação de agrotóxicos. A lei também prevê a necessidade de um receituário agrônomo eletrônico, a ser emitido por profissional habilitado por meio desse sistema, para a venda de agrotóxicos (Brasil, 2023).

O outro sistema proposto pela lei é o Sistema Unificado de Informação, Petição e Avaliação Eletrônica (SISPA), também coordenado pelo MAPA. Seu objetivo é integrar, padronizar e digitalizar o processo de registro de agrotóxicos, centralizando a avaliação, o acompanhamento, a submissão e a gestão das informações técnicas, comerciais e administrativas, assegurando transparência, rastreabilidade, interação eletrônica e proteção de dados sigilosos. Dessa forma, a Lei busca reunir e uniformizar informações relativas à dinâmica do uso de agrotóxicos no território brasileiro em um único sistema. Facilitando tanto os processos internos de avaliação do MAPA como também, o acompanhamento e a acessibilidade por parte dos requerentes, bem como o acesso à informação pela sociedade de modo geral. Esse posicionamento pode ser relevante ao permitir a geração de informações que podem subsidiar a tomada de decisão nessa temática (Brasil, 2023).

Apesar da possível otimização do processo de registro e do uso de agrotóxicos e produtos afins, é importante mencionar que a Lei nº 14.785/2023 causou preocupação entre aqueles que defendem um processo mais rigoroso de controle dessas substâncias. De acordo com Oliveira (2024), essas preocupações decorrem, principalmente, da possibilidade de que essa agilização do processo de registro seja fruto de uma simplificação excessiva, capaz de aumentar o uso dessas substâncias e ampliar seus efeitos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente. Observa-se, assim, que o conflito de interesses persiste no debate sobre agrotóxicos.

No contexto do presente estudo, o maior interesse está relacionado ao processo regulatório para o controle e a mitigação da contaminação da água destinada ao consumo por agrotóxicos. Portanto, nas seções seguintes, o sistema brasileiro de vigilância em saúde ambiental e o mecanismo de controle da qualidade da água destinada ao consumo humano relacionado a agrotóxicos são apresentados.

1.5.2. O Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental

Para compreender o SINVAS e suas relações com a contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos, é importante partir do conceito central dessa temática: a saúde ambiental. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a saúde ambiental compreende a avaliação e o controle de fatores físicos, químicos e biológicos externos ao indivíduo que podem afetar sua saúde, visando à prevenção de doenças e à promoção de ambientes saudáveis (OMS, 2025). Existem diversas definições para esse conceito, mas em todas há um núcleo comum: a percepção de que saúde e ambiente são inseparáveis. Tal percepção baseia-se no fato de que as relações humanas ocorrem em ambientes que podem favorecer ou não a sua saúde (Pereira; Machado, 2014).

Ao longo dos séculos, a humanidade prosperou e suas relações com o ambiente se tornaram mais complexas (Biggs *et al.*, 2022). Esse desenvolvimento levou a um crescimento demográfico que elevou a pressão sobre os recursos naturais e, conseqüentemente, sobre os sistemas sanitários. A princípio, os efeitos adversos à saúde humana decorrentes desse processo eram observados sob uma perspectiva puramente biológica. A partir da década de 1970, porém, surgem evidências do impacto de fatores ambientais na saúde humana. Tais evidências estiveram concentradas principalmente nos efeitos da exposição humana a fatores químicos, biológicos e físicos por meio do solo, da água e do ar (Santos *et al.*, 2019).

Ao estabelecer essa ligação entre questões ambientais e seus efeitos diretos sobre a saúde humana, rompe-se o paradigma hospitalocêntrico do processo saúde-doença (Brasil, 2022). Da perspectiva da saúde ambiental, o processo saúde-doença pode ser influenciado não só por fatores biológicos, mas também por fatores físicos, sociais, econômicos, culturais e psicológicos do ambiente em questão (Bezerra; Bitoun, 2017). Isso significa que, cada vez mais, os problemas de saúde e de ambiente passam a ser investigados e solucionados por meio de abordagens interdisciplinares e integradas, devido à sua complexidade intrínseca (Bezerra, 2017).

Nas últimas décadas houve avanços conceituais e metodológicos na saúde ambiental enquanto área do conhecimento. Entretanto, as intervenções práticas de mitigação e controle, baseadas em seu conceito, ainda são limitadas, expondo uma grande parcela da população a diversos riscos (Santos *et al.*, 2019). No caso do Brasil,

essa problemática se torna ainda mais relevante. O país possui dimensões continentais e grande diversidade paisagística, com múltiplas configurações ambientais (clima, relevo, disponibilidade hídrica). Esses fatores são sabidamente determinantes para o surgimento de agravos à saúde no território nacional e exigem uma visão sistêmica por parte dos gestores (Bezerra, 2017).

A vigilância em saúde ambiental no Brasil tem origem nas décadas de 1970 e 1980, período em que se iniciou o reconhecimento dos fatores sociais e ambientais da saúde (Paim, 2009). A 8ª Conferência Nacional de Saúde, realizada em 1986, consolidou essa visão ao definir a saúde como direito de cidadania e dever do Estado, vinculando-a às condições ambientais (Brasil, 1986). Tal concepção foi incorporada à Constituição Federal de 1988, que atribuiu ao Sistema Único de Saúde (SUS) a responsabilidade pelas ações de vigilância sanitária, epidemiológica e de saúde do trabalhador (Brasil, 1988).

Nos anos seguintes, a Lei Federal nº 8.080/1990 (Lei Orgânica da Saúde) e a Lei Federal nº 8.142/1990 consolidaram as bases do SUS e reforçaram a compreensão da saúde como resultado da interação humana com fatores biológicos, sociais, econômicos e ambientais (Brasil, 1990a; Brasil, 1990b). Essa concepção fundamentou a criação de uma política de vigilância em saúde de caráter integrativo, ligada aos campos epidemiológico, sanitário, ambiental e da saúde do trabalhador (Teixeira; Paim; Vilasbôas, 2000). A vigilância em saúde ambiental foi instituída no final da década de 1990, com a criação, no Ministério da Saúde, da Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM). A CGVAM é uma seção da Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS), responsável por planejar e coordenar ações voltadas ao monitoramento de fatores ambientais de risco à saúde (Brasil, 2009; 2022).

A consolidação normativa desse setor da saúde ocorreu com a Portaria nº 1.172, de 15 de junho de 2004, do Ministério da Saúde, que instituiu o Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental e definiu as competências das esferas federal, estadual e municipal (Brasil, 2004). Anteriormente, a Portaria nº 1.469/2000 havia criado o VIGIAGUA, considerado o primeiro eixo estruturante da vigilância ambiental no país (Brasil, 2000). Atualmente, a estrutura da vigilância em saúde ambiental compreende a Vigilância em Saúde (VSA) e seus subprogramas temáticos, o que reflete o fortalecimento da abordagem interdisciplinar na gestão da saúde pública (Brasil, 2017).

Atualmente, a vigilância em saúde ambiental integra o Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental, instituído pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 e operacionalizado por normativas específicas, como a Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece o padrão de potabilidade da água e define responsabilidades nas ações de vigilância (Brasil, 2017; Brasil, 2021). A política é orientada pelo Plano Nacional de Saúde Ambiental (Brasil, 2009) e alinhada à Agenda 2030 e aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, que reforçam a integração entre saúde, ambiente e desenvolvimento sustentável (ONU, 2015). Essa evolução institucional consolidou a avaliação e a gestão de riscos ambientais como componentes centrais da vigilância, fortalecendo seu papel como instrumento estratégico de prevenção, de proteção da saúde e de apoio à tomada de decisão no âmbito do SUS (Brasil, 2010).

As diretrizes e competências da VSA estão estabelecidas no Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental, instituído pela Portaria nº 1.172/2004 e consolidado na Portaria de Consolidação nº 5/2017, que define a execução compartilhada entre a União, os Estados e os Municípios. A VSA se estrutura em programas e componentes temáticos de vigilância, são eles: qualidade da água para consumo humano (VIGIAGUA), qualidade do ar (VIGIAR), do solo (VIGISOLOS), de populações expostas a desastres (VIGIDESASTRES) e de substâncias químicas perigosas (VIGIPEQ). Cada componente dispõe de sistemas de informação específicos, como o SISAGUA, o SISOLO e o SISVIGIAR, que reúnem dados técnicos e epidemiológicos relativos aos riscos ambientais monitorados. Essa organização confere à VSA caráter integrado e intersetorial, articulando diferentes esferas de governo e instituições parceiras como órgãos ambientais, universidades e institutos de pesquisa, para subsidiar a tomada de decisão, a gestão do risco e a promoção da saúde ambiental no país (Brasil, 2022). Na Figura 16, apresenta-se um fluxograma básico dos principais órgãos e programas envolvidos no sistema de VSA brasileiro.

Figura 16 - Estrutura do Sistema de Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil



Fonte: Adaptado de Brasil, 2022.

A consolidação da VSA no Brasil representa, portanto, um avanço na incorporação dos determinantes ambientais no campo da saúde pública, traduzindo-se em instrumentos e políticas voltados à prevenção e à gestão de riscos (Brasil, 2022). Essa estrutura permite identificar, monitorar e intervir sobre fatores ambientais que impactam diretamente a qualidade de vida das populações, integrando ciência, gestão e políticas públicas (Brasil, 2022). Para o foco do presente estudo, destaca-se o VIGIAGUA, cuja relevância decorre do papel essencial da água na manutenção da saúde e da exposição crescente da população a contaminantes químicos, como os agrotóxicos (Santos *et al.*, 2019). A análise da estrutura, do funcionamento e dos desafios desse programa constitui, portanto, um desdobramento necessário para compreender como o sistema de vigilância ambiental se materializa na prática e contribui para a promoção da saúde e para a proteção dos recursos hídricos no país.

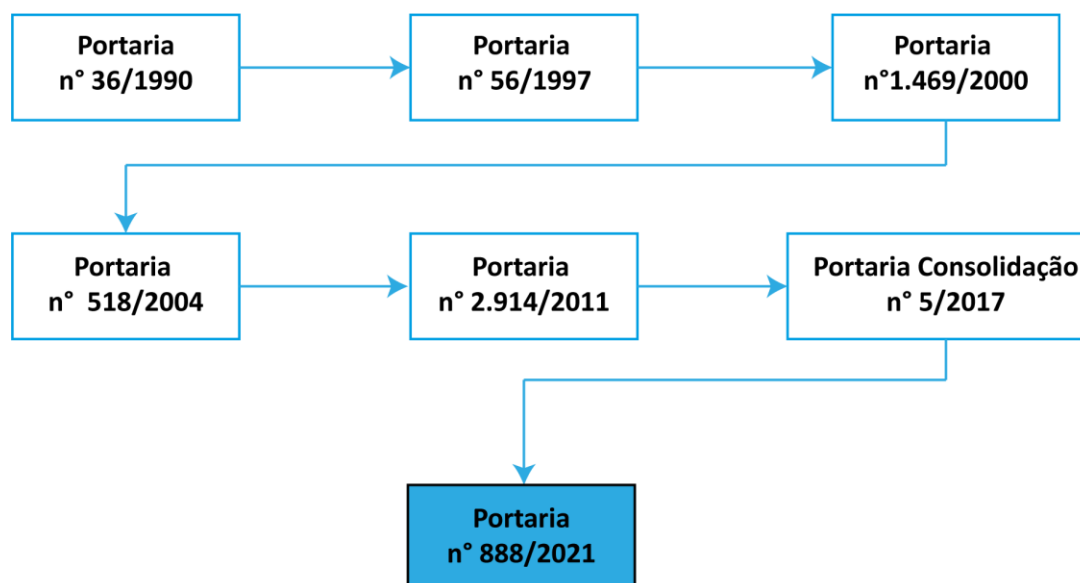
1.5.3. Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil

De acordo com a ONU, mais de 10% da população global (aproximadamente 800 milhões de pessoas) não tem acesso à água potável, enquanto mais de 70% (aproximadamente 5,5 bilhões de pessoas) não contam com acesso a um serviço de água potável adequadamente gerenciado (Macalister *et al.*, 2023). Tais dados revelam a importância de garantir a segurança hídrica. Uma população saudável necessita de água potável para beber (Perveen; Ul-Haque, 2023).

No Brasil, a criação de normas e a definição de padrões de potabilidade da água para consumo humano, bem como a fiscalização de seu cumprimento, são atribuições do Ministério da Saúde, conforme o Decreto Federal nº 79.367 de 1977 (Brasil, 1977a). Com base nesse decreto, o Ministério publicou, no mesmo ano, a primeira regulamentação nacional sobre a qualidade da água destinada ao consumo humano — a Portaria nº 56 de 1977 (Brasil, 1977b). Essa portaria estabeleceu os padrões de qualidade e orientou a elaboração de planos de amostragem para verificação do atendimento a esses parâmetros. Contudo, não previa mecanismos de fiscalização nem exigia a prestação de contas pelos responsáveis pelos sistemas de abastecimento público (Bastos, 2020).

A revisão da Portaria nº 56/1977 resultou na publicação da Portaria nº 36/1990 pelo Ministério da Saúde (Brasil, 1990). Essa, por sua vez, foi substituída pela Portaria nº 1.469/2000, que permaneceu em vigor até ser revogada pela Portaria nº 518/2004 (Brasil, 2000; Brasil, 2004). Seis anos depois, a Portaria nº 2.914/2011 atualizou os procedimentos e os padrões de potabilidade da água para consumo humano (Brasil, 2011). Em 2017, essa norma foi incorporada à Portaria de Consolidação nº 5, que reuniu diversas regulamentações relativas às ações e serviços de saúde do SUS. (Brasil, 2017). A mais recente atualização ocorreu em 2021, com a publicação da Portaria nº 888, atualmente em vigor (Brasil, 2021). A Figura 17 apresenta a evolução cronológica dessas legislações brasileiras relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano.

Figura 17 - Linha do tempo das portarias do Ministério da Saúde relacionadas à qualidade da água para consumo humano no Brasil



Fonte: O autor, 2025.

A Portaria nº 888/2021 prevê a obrigatoriedade do monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo da população (Brasil, 2021). Há, entretanto, uma importante diferenciação quanto ao tipo de monitoramento a ser realizado. A Portaria nº 888/2021 divide o processo de monitoramento em duas vertentes: controle e vigilância da qualidade da água. De acordo com a Portaria, em seu artigo 5º, tais atividades são definidas como:

[...] XII - controle da qualidade da água para consumo humano: conjunto de atividades exercidas regularmente pelo responsável pelo sistema ou por solução alternativa coletiva de abastecimento de água, destinado a verificar se a água fornecida à população é potável, de forma a assegurar a manutenção desta condição;

XIII - vigilância da qualidade da água para consumo humano: conjunto de ações adotadas regularmente pela autoridade de saúde pública para verificar o atendimento a este Anexo e avaliar se a água consumida pela população apresenta risco à saúde; [...]” (Brasil, 2021).

Como visto anteriormente, tais processos são regidos pela CGVAM, no âmbito da SVSA, do Ministério da Saúde. A CGVAM é responsável pela coordenação do VIGIAGUA, que tem como principal mecanismo de atuação o SISAGUA (Barbosa; Solano; Umbuzeiro, 2015). Segundo o Ministério da Saúde (2016), o VIGIAGUA é um conjunto de ações continuadas com o objetivo de garantir o atendimento aos padrões de potabilidade da água previstos em lei, bem como a avaliação e prevenção de possíveis riscos associados à água potável, abrangendo todo o sistema de produção de água potável, desde a captação, os sistemas de tratamento, os reservatórios e as redes de distribuição.

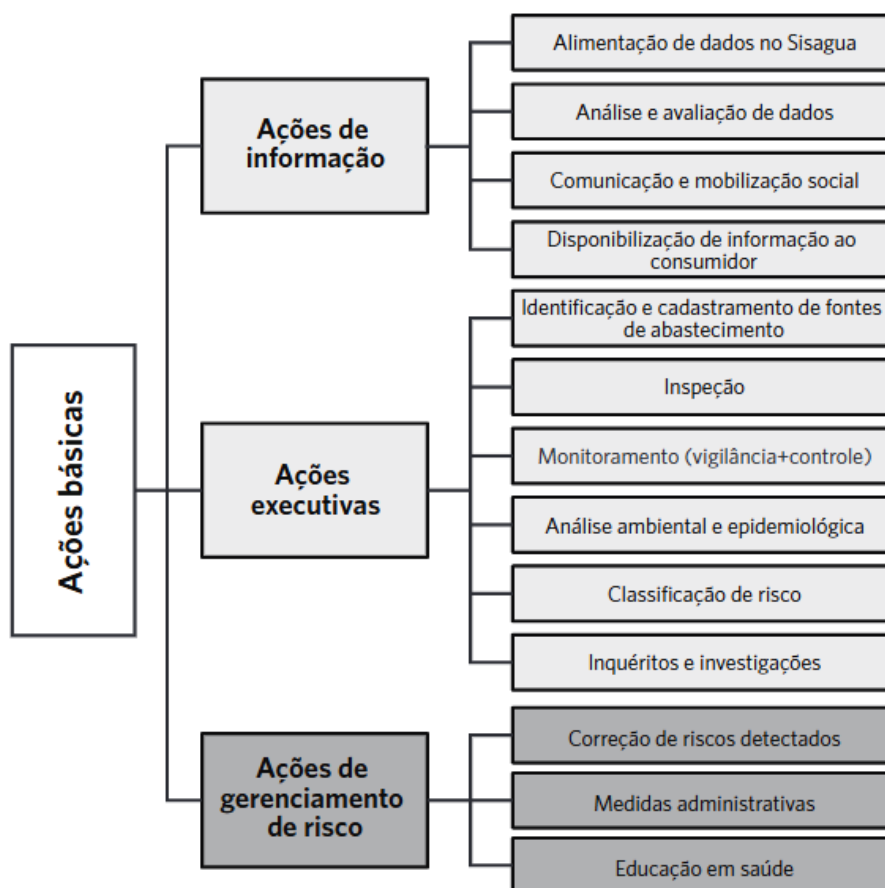
Conforme o art. 14 da Portaria nº 888/2021, os responsáveis pelos sistemas ou soluções alternativas coletivas de abastecimento devem realizar o monitoramento para o controle da qualidade da água de consumo humano. Para tal, deve ser elaborado um Plano de Amostragem, a ser atualizado anualmente, observando as exigências mínimas e os padrões de potabilidade, bem como a Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Qualidade da Água para Consumo Humano (DNPAQACH). Tais planos devem, então, ser avaliados e acompanhados pelas secretarias municipais de saúde, conforme o art. 13 da Portaria (Brasil, 2021).

O monitoramento para vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano, por sua vez, deve ser realizado pelas secretarias de saúde dos municípios conforme o art. 13 da Portaria (Brasil, 2021). Essa modalidade de monitoramento deve seguir um plano municipal aprovado pelo órgão estadual de saúde, diferentemente do plano de monitoramento para controle, elaborado pelos responsáveis pelos Sistemas e Soluções Alternativas de Abastecimento (SSAAs) e aprovado pela Secretaria Municipal de Saúde. O plano de monitoramento deve ser composto pelo plano básico de amostragem, pelo plano de monitoramento de agrotóxicos e, se necessário, por um plano específico. Nesse contexto, compete à SVS definir as diretrizes para a vigilância da qualidade da água a serem implementadas pelos estados, pelo Distrito Federal e pelos municípios. Os estados devem, por meio de suas Secretarias de Saúde, implementar as diretrizes previstas para a esfera nacional, adaptando-as quando necessário. Às Secretarias de Saúde dos municípios compete a responsabilidade de aplicar, sob orientação de seu respectivo estado, as diretrizes previstas em nível estadual.

Os dados de qualidade da água para consumo humano, gerados no processo de controle, devem ser repassados ao Ministério da Saúde pelas secretarias

municipais, por meio do SISAGUA. Assim, as autoridades estaduais de saúde podem verificar se a água fornecida à população está em conformidade com a regulamentação vigente, identificando, inclusive, os riscos à saúde pública e atuando na vigilância (Barbosa; Solano; Umbuzeiro, 2015). Na Figura 18, estão representadas de forma mais clara as ações básicas do sistema VIGIAGUA.

Figura 18 - Ações básicas de operacionalização da vigilância da qualidade da água para consumo humano



Fonte: Fortes, Barroca, Kligerman, 2019.

Os dados de monitoramento fornecidos pelo SISAGUA são relevantes para a caracterização da água consumida pela população. É por meio deles que se torna possível a identificação de vulnerabilidades, a tomada de decisão e a elaboração de respostas pelo Ministério da Saúde (Oliveira *et al.*, 2019). Normativamente, como

visto, a vigilância da qualidade da água já está consolidada no contexto brasileiro (Fortes; Barroca; Kilgerman, 2019). Contudo, o sistema ainda enfrenta uma série de dificuldades técnicas e operacionais, como problemas no cadastramento das instalações de abastecimento hídrico, na coleta e análise dos dados de monitoramento e na falta de diálogo intersetorial (Mata; Oliveira Júnior; Ramalho, 2022).

Tais limitações dificultam o cumprimento dos objetivos da vigilância da qualidade da água. Há, portanto, a necessidade de conscientizar os atores envolvidos sobre a necessidade de inserção dos dados no sistema e sua importância para a garantia da transparência na divulgação de informações sobre o abastecimento de água no Brasil, promovendo seu uso por órgãos governamentais, pela academia e pela sociedade (Oliveira *et al.*, 2019). São necessários investimentos estruturais e em capital humano para que as ações do VIGIAGUA sejam mais eficazes (Fortes; Barroca; Kilgerman, 2019).

Uma das atividades abrangidas pelo do sistema de monitoramento da qualidade da água para consumo humano no Brasil é o monitoramento específico para agrotóxicos. Na seção seguinte, são apresentadas e discutidas as questões centrais dessa modalidade de monitoramento.

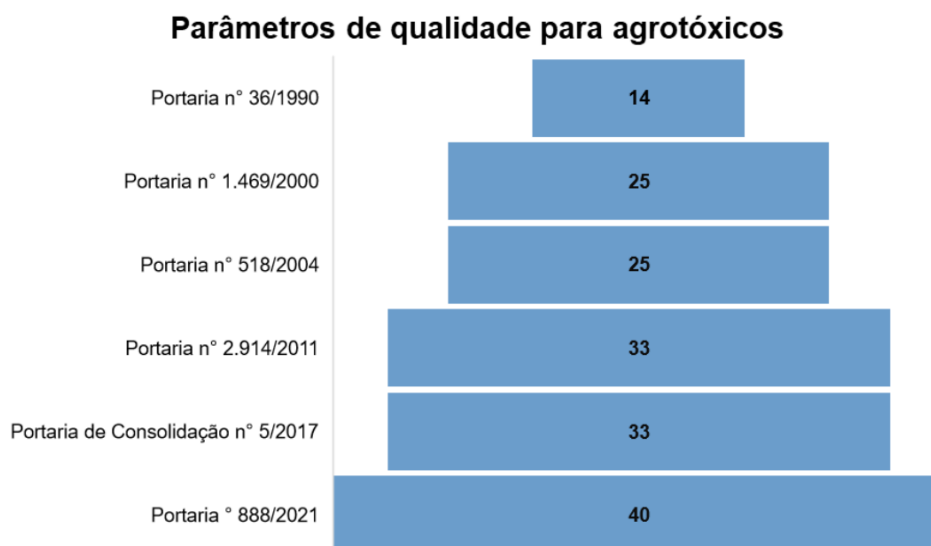
1.5.3.1. Monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano

De acordo com a Fundação Nacional da Saúde (2014), os parâmetros de qualidade da água são indicadores baseados em características da água que evidenciam desconformidades quando atingem valores superiores aos estabelecidos para determinado uso. Existem diversas legislações em vários países do mundo que estabelecem parâmetros específicos para agrotóxicos. Nos Estados Unidos, os parâmetros são definidos pelo *National Primary Drinking Water Regulation* (Regulamentações Nacionais Primárias da Água Potável), estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2022). Na União Europeia, são definidos na Diretiva 2020/2184, de 16 de dezembro de 2020, que atualizou a Diretiva 98/83, publicada em 1998 (União Europeia, 2020). No Canadá, as Diretrizes de Qualidade da Água Potável são estabelecidas pela *Health Canada* (Ministério da

Saúde do Canadá) em conjunto com o Comitê Federal-Provincial Territorial sobre Água Potável (Health Canada, 2022). No Japão, os padrões de qualidade da água são estabelecidos pelo Ministério do Trabalho, Saúde e Bem-estar (Japão, 2022). Na China, por sua vez, os parâmetros são definidos pela Gb 5749-2022, publicada em 2023 (China, 2023). Temos ainda, como exemplo, as Diretrizes para a Qualidade da Água Potável da OMS, que trazem orientações para que os países definam seus próprios parâmetros (OMS, 2017).

No tocante ao monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil, a Portaria nº 888/2021 estabelece recomendações. Em seu art. 44, que trata dos Planos de Amostragem a serem elaborados pelos responsáveis pelos sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento, a portaria determina que, no que tange aos agrotóxicos, o plano deve considerar a avaliação de seus usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição, bem como a sazonalidade das culturas (Brasil, 2021). Essa previsão foi determinada apenas com base na Portaria nº 2.914/2011, apesar de os agrotóxicos constarem entre os parâmetros de qualidade desde a Portaria nº 36/1990. Na Figura 19, apresenta-se o aumento no número de parâmetros para agrotóxicos previstos na legislação.

Figura 19. Número de parâmetros para agrotóxicos estabelecidos nos padrões de qualidade da água para consumo humano nas Portarias nº 36/1990, 1.469/2000, 518/2004, 5/2017 e 888/2021



Fonte: Brasil, 1990; 2000; 2004; 2011; 2017; 2021.

Leite *et al.*, (2023 a, b) compararam os Valores Máximos Permitidos (VMPs) para agrotóxicos na água de consumo humano no Brasil com os estabelecidos pelos países da União Europeia, pelos Estados Unidos, pelo Canadá, pelo Japão, pela China e pelas Diretrizes da OMS.

A regulamentação brasileira monitora um número maior de agrotóxicos do que as regulamentações dos Estados Unidos e do Canadá, e as diretrizes da OMS. Os regulamentos da União Europeia e, principalmente, do Japão, não determinam previamente a quantidade de pesticidas a monitorizar, uma vez que os seus parâmetros se referem a qualquer pesticida que corresponda às classes descritas nos respetivos regulamentos. Com base nos resultados atuais, a princípio, não há discrepância nos parâmetros de qualidade da água estabelecidos para a presença de agrotóxicos no Brasil, em comparação com os dos Estados Unidos, do Canadá, do Japão e da OMS. O Brasil tem parâmetros mais restritivos do que os dos demais países. No entanto, há discrepâncias significativas nos VMPs para pesticidas estabelecidos pela União Europeia, que podem ser 5.000 vezes mais restritivos do que o VMP brasileiro para o glifosato, 300 vezes mais restritivos para o 2,4-d e 20 vezes mais restritivos para a atrazina (Leite *et al.*, 2023), confirmando os resultados observados por Bombardi (2017). Nesse caso específico, a discrepância pode ser atribuída a diferença na base utilizada para determinar os VMPs no Brasil e União Europeia.

Tais compostos foram, segundo dados do IBAMA, respectivamente, o primeiro, o segundo e o quinto ingrediente ativo mais comercializado no país em 2021. Ainda segundo o IBAMA, 267 ingredientes ativos registraram vendas no Brasil em 2021. Assim, os 40 ingredientes ativos contemplados pela Portaria nº 888/2021 representam apenas 14% do total de ingredientes passíveis de uso no país. Por outro lado, esses compostos representam uma parcela significativa do consumo total no país (IBAMA, 2025). Isso pode representar um risco para a população que, por meio da água, entre outras formas, está exposta a esses produtos (Leite, Boulomitys, Pimentel, 2023).

Ao comparar a legislação brasileira com o novo marco legal da China (Gb 5749-2022), observam-se também diferenças. Os parâmetros definidos no Brasil são mais restritivos para os compostos DDT, lidano, malationa e trifluralina. Há que se destacar que o composto DDT, já banido do Brasil desde 1985, apesar de ainda ser encontrado nos recursos hídricos nacionais (Panis *et al.*, 2022; Brovini *et al.*, 2023), possui um VMP 1.000 vezes mais permissivo na China. Por sua vez, os compostos clorotalonil e

dimetoato apresentam VMPs de 4 e 5 vezes mais restritivos, respectivamente, na China do que no Brasil. Com base nesses resultados, reforça-se a hipótese de que, de modo geral, não há uma grande defasagem da legislação brasileira em relação aos parâmetros internacionais de qualidade da água destinada ao consumo humano. Contudo, existem casos específicos, como visto, que merecem atenção (Leite; Boulomytis; Pimentel, 2023).

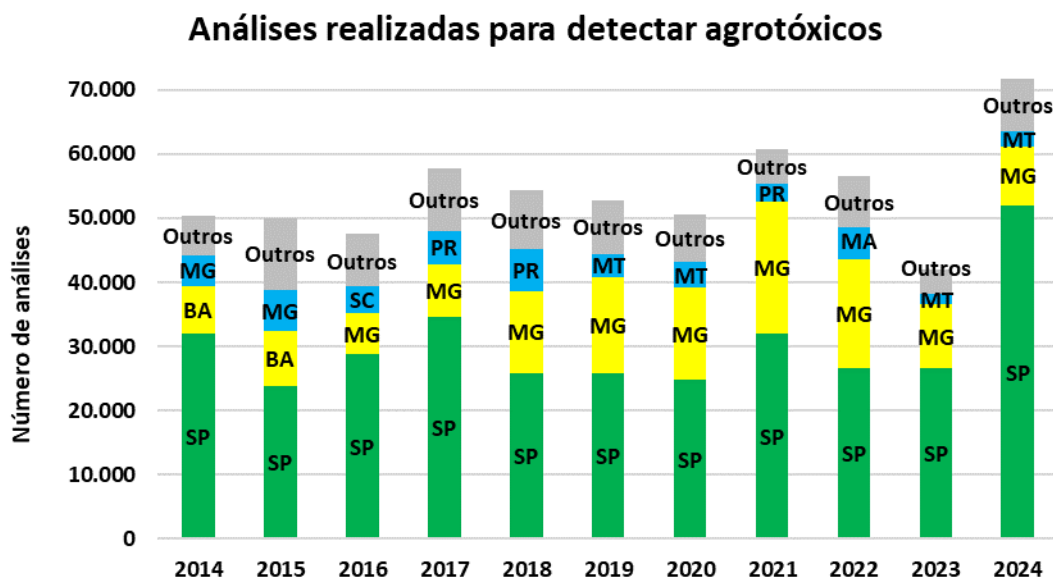
Conforme as orientações do Ministério da Saúde (Brasil, 2016), no planejamento do monitoramento de agrotóxicos, podem ser utilizados indicadores como área plantada, consumo de agrotóxicos e população dos municípios para identificar compostos e áreas prioritárias. Devem também ser estabelecidos o número de amostras e a frequência de coletas. De acordo com a Portaria nº 888/2021, a frequência deve ser, no mínimo, uma análise semestral na saída do tratamento e no sistema de distribuição. Em caso de detecção, as análises passam a ser trimestrais (Brasil, 2021). Coletadas as amostras, conforme as indicações, devem ser encaminhadas para laboratórios de referência que, conforme o art. 20 da Portaria atual podem ser laboratórios próprios dos sistemas de abastecimento, conveniados ou contratados, desde que atendam às normas da ANVISA e às demais normas relacionadas (Brasil, 2021). Tais laboratórios têm, então, 30 dias para entregar os resultados à Secretaria Municipal de Saúde, que deverá inseri-los no SISAGUA (Brasil, 2014).

A importância dessa estrutura para monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano no Brasil é reforçada pelo número crescente de estudos que identificam a presença dessas substâncias na água brasileira (Possavatz *et al.*, 2014; Schelder *et al.*, 2017; Caldas *et al.*, 2019; Guarda *et al.*, 2020; De Deus *et al.*, 2022, Gomes *et al.*, 2023), inclusive de compostos já banidos do mercado legal a anos, como o DDT (Panis *et al.*, 2022; Brovini *et al.*, 2023). Portanto, se faz necessário um diagnóstico da situação do monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano no país.

Foram disponibilizadas na base de dados do SISAGUA um total de 594.557 análises realizadas para a detecção de agrotóxicos na água para consumo humano entre os anos de 2014 e 2024 no Brasil (Ministério da Saúde, 2024). Esses dados se referem ao monitoramento para controle semestral realizado pelos responsáveis pelos sistemas de abastecimento de água. Desse total, 566.219 (88%) demonstraram resultados quantificados superiores ao limite de detecção. De modo geral é possível

observar um aumento no número de análises realizadas ao longo dos anos, com crescimento de 41% entre 2014 e 2024 (Ministério da Saúde, 2025).

Figura 20. Total de análises de qualidade da água para consumo humanos realizadas no Brasil entre 2014 e 2024 para a detecção de agrotóxicos



Fonte: Ministério da Saúde, 2025.

Nota-se que o monitoramento não ocorre de forma uniforme no território brasileiro. As regiões sudeste e sul do Brasil são aquelas com monitoramento mais intenso. A região centro-oeste apresenta um monitoramento considerado mediano em relação às demais. Por sua vez, as regiões nordeste e norte são aquelas com menor cobertura de monitoramento (Ministério da Saúde, 2025). Os estados com as maiores médias de análises realizadas no período são: São Paulo (30.276), Minas Gerais (11.364) e Paraná (2.477). Por outro lado, Amazonas, Amapá, Rio Grande do Norte e Roraima não realizaram nenhuma análise para agrotóxicos.

Cabe destacar a situação do estado de São Paulo, tendo em vista o recorte espacial do presente estudo. O estado está entre os principais produtores agrícolas e consumidores de agrotóxicos no Brasil e conta com o sistema de monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano mais desenvolvido (IBGE, 2025; IBAMA, 2025; Ministério da Saúde, 2025). Essa realidade não se reflete em todo o país.

Estados com importantes produções agrícolas e elevado consumo de agrotóxicos, como o Mato Grosso, o Mato Grosso do Sul e Goiás, apresentam monitoramento limitado. Portanto, o índice de monitoramento de agrotóxicos não parece ser resultado apenas da vocação agrícola dos estados, mas também da capacidade institucional para realização dessa atividade.

O IVCAA busca contribuir para superar essa desigualdade no monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano no Brasil. Ao apoiar a tomada de decisão, o índice facilita o direcionamento de esforços e recursos para regiões sob risco real de contaminação. Porém, o foco do presente estudo é um procedimento específico de monitoramento: a identificação de áreas prioritárias para a sua realização. Dessa forma, na seção seguinte, são apresentadas as principais orientações disponíveis para a priorização geográfica e as lacunas que justificam a pesquisa.

1.5.3.2. Priorização de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano

A priorização geográfica de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano constitui um componente essencial da vigilância em saúde ambiental, especialmente em países de grande extensão territorial e de uso intensivo de pesticidas, como o Brasil. Essa priorização permite direcionar esforços e recursos para locais de maior risco, aumentando a efetividade das ações de prevenção e de mitigação de danos à saúde e ao ambiente (Brasil, 2017; Rufat *et al.*, 2015). No entanto, para que cumpra essa função estratégica, tal processo requer diretrizes claras e metodologicamente robustas, que dialoguem com a complexidade socioambiental dos territórios.

No contexto brasileiro, cinco documentos oficiais orientam a priorização: as Diretrizes para o Monitoramento de Agrotóxicos em Água para Consumo Humano (DNMACH) (Brasil, 2024); as Diretrizes Nacionais para a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (DNVSPEA) (Brasil, 2017); a Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (DNPQVQACH) (Brasil, 2016); as Orientações Técnicas para o Monitoramento de

Agrotóxicos na Água para Consumo Humano (OTMAACH) (Brasil, 2014); e a Portaria GM/MS 888/2021, que estabelece os padrões de potabilidade e parâmetros de monitoramento (Brasil, 2021). Embora representem avanços normativos significativos, esses documentos apresentam orientações heterogêneas, níveis distintos de detalhamento e lacunas metodológicas que comprometem sua capacidade de sustentar um processo de priorização eficaz.

Uma das fragilidades mais evidentes é o caráter vago das orientações para a operacionalização da priorização. Apesar de listarem indicadores importantes como área plantada, número de estabelecimentos agrícolas, casos de intoxicação, perfis de uso de agrotóxicos e condições de saneamento, poucos documentos apresentam definições claras sobre como esses indicadores devem ser combinados, ponderados ou espacializados (Brasil, 2014; Brasil, 2016; Brasil, 2017). Na prática, tal ausência gera interpretações divergentes entre estados e municípios e dificulta a padronização do processo (Mata; Oliveira Júnior; Ramalho, 2022).

Outra limitação importante refere-se à baixa articulação entre os cinco documentos. Embora alguns cite explicitamente outros marcos normativos, não há integração orgânica entre seus conteúdos. Como resultado, indicadores presentes em uma diretriz estão ausentes em outra, os conceitos não são uniformes e as recomendações metodológicas não se complementam. Esse descompasso reduz a coerência do marco orientador e enfraquece sua função como instrumento estruturante da vigilância (Brasil, 2024). A literatura internacional ressalta que a consistência interna das diretrizes é crucial para os processos regulatórios, sobretudo em sistemas de vigilância ambiental (Donzelli & Linzalone, 2023).

Além disso, aspectos socioambientais relevantes como renda, escolaridade, acesso a assistência técnica, presença de populações tradicionais, reconhecidos como determinantes no contexto brasileiro, são pouco considerados nas diretrizes (Brasil, 2017; Brasil, 2016; Abubakar *et al.*, 2020). Essa limitação contrasta com as recomendações de organismos internacionais, que defendem marcos regulatórios que integrem dimensões sociais, ambientais e de saúde na definição de áreas prioritárias (OMS, 2022).

A insuficiência de orientações sobre fontes de dados também constitui uma lacuna central. Apenas duas diretrizes recomendam poucas bases de dados, embora existam numerosos sistemas públicos que poderiam fortalecer o processo (Brasil, 2017; Brasil, 2020). A ausência de padronização quanto às bases a serem utilizadas

e à forma de integrá-las contribui para a desigualdade na capacidade técnica entre os municípios e compromete a efetividade nacional da priorização (OECD, 2025).

Do ponto de vista teórico, os documentos analisados reconhecem a importância de indicadores para compreender a complexidade da contaminação hídrica por agrotóxicos, mas os tratam de forma fragmentada. A literatura contemporânea enfatiza que a contaminação por pesticidas opera em SSEs, nas quais práticas agrícolas, vulnerabilidades sociais, características ambientais e capacidades institucionais interagem de forma contínua (Zhao *et al.*, 2024; David, 2023). Sem incorporar essa perspectiva sistêmica, a priorização corre o risco de se basear em uma leitura parcial da realidade, o que compromete sua aplicabilidade.

Essas limitações também se relacionam aos desafios da gestão adaptativa. Em sistemas complexos, diretrizes pouco claras dificultam a capacidade de adaptação, atualização e resposta a novas evidências ou mudanças no cenário agrícola, climático ou socioeconômico (Cheng *et al.*, 2022). Processos de priorização precisam ser transparentes, replicáveis e flexíveis, e diretrizes vagas dificultam essa flexibilidade. Assim, a atualização das orientações metodológicas não apenas fortaleceria a vigilância como também manteria o sistema alinhado às demandas contemporâneas de governança socioecológica (Van Assche; Valentinov; Verschraegen, 2022).

Apesar das lacunas observadas, os documentos existentes representam um importante marco institucional e constituem a base necessária para a consolidação de um modelo nacional de priorização. A elaboração de diretrizes mais claras, integradas e abrangentes poderia aprimorar a capacidade estratégica do SUS no enfrentamento de riscos ambientais associados aos agrotóxicos, ampliando a proteção de populações vulneráveis e a eficiência das ações de vigilância em saúde.

Diante disso, torna-se essencial aprofundar a discussão sobre os indicadores e índices que podem subsidiar esse processo, suas dimensões de análise e seu papel na tomada de decisão em contextos de incerteza. Assim, o capítulo seguinte examinará, em maior detalhe, os fundamentos conceituais e operacionais desses instrumentos, destacando como podem apoiar a priorização geográfica na vigilância da qualidade da água.

1.6. Indicadores e índices como ferramentas de apoio à tomada de decisão

1.6.1. Conceituação de indicadores e índices

Conforme as sociedades avançam, as relações entre seus componentes tornam-se mais complexas e os problemas enfrentados pelos gestores públicos passam a assumir uma natureza multidimensional (Preiser *et al.*, 2018). Nesse contexto, ampliou-se a necessidade de ferramentas capazes de sintetizar essa complexidade e transformar fenômenos socioecológicos em informações compreensíveis para tomadores de decisão e para o público em geral (Frones, 2007). A partir da década de 1990, impulsionado pela expansão dos sistemas computacionais e pela crescente disponibilidade de dados em múltiplas escalas espaciais e temporais, consolidou-se o uso do termo indicador como instrumento analítico potencialmente adequado a esse desafio (Greco *et al.*, 2018).

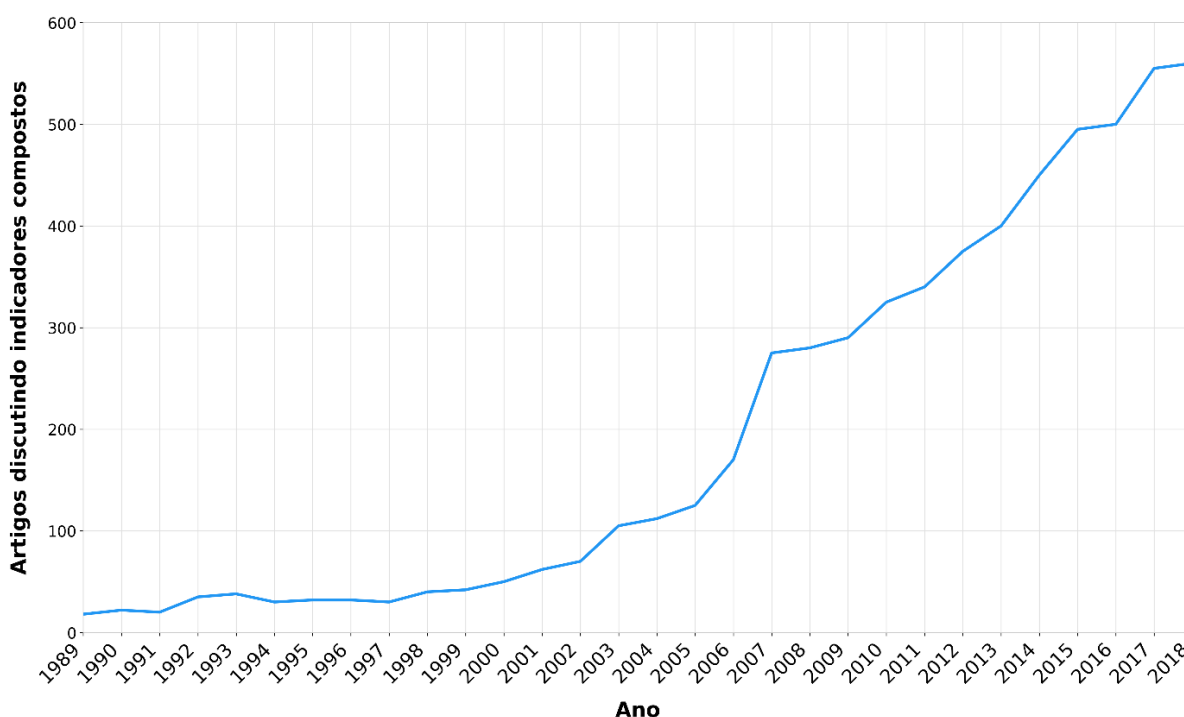
Não existe uma definição única para o termo indicador e, por isso, a compreensão de seu significado depende diretamente do contexto em que é analisado (ONU, 2019). Segundo Frones (2007), indicar significa referir-se a algo, sugerir algo, ser um sinal de algo. Assim, Januzzi (2014) define um indicador como uma medida, geralmente quantitativa, dotada de significado substantivo, utilizada para quantificar ou operacionalizar um conceito abstrato. A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), por sua vez, conceitua indicadores como parâmetros ou valores derivados de parâmetros, que buscam fornecer informação e descrever o estado de um fenômeno, com um significado agregado superior ao associado a si mesmos de maneira isolada (OCDE, 2008). Para o IBGE, indicadores são ferramentas constituídas por variáveis que, associadas sob diferentes configurações, expressam significados mais amplos sobre o fenômeno a que se referem (IBGE, 2008). O ponto comum entre todas essas definições é que os indicadores são veículos para resumir, simplificar e comunicar informações relevantes para a tomada de decisão (Moxey; Whitby; Lowe, 1998).

No contexto do presente trabalho, o foco está em outra ferramenta derivada dos indicadores: os indicadores compostos, ou índices, como serão tratados. Do ponto de vista técnico e conceitual, os índices são combinações matemáticas de um

conjunto de indicadores multidimensionais que representam um fenômeno complexo (Talukder, Hipel; Van Loon, 2017). A popularidade dos índices tem crescido ao longo do tempo e sua relevância reside, principalmente, na capacidade de simplificar problemas complexos, capaz de levar instituições e governos a rever padrões e comportamentos, gerando mudanças de postura (Becker *et al.*, 2017).

Desde seu surgimento, os índices vêm se tornando cada vez mais presentes nos debates acadêmicos e nos sistemas de governança. Segundo Kuc-Czarnecka, Piano e Saltelli (2020), no período entre 1989 e 2018, o número de menções dos termos “indicador composto” e “índice composto” nos títulos, resumos e palavras-chave de artigos científicos publicados na base Scopus passou de menos de 50 em 1989 para aproximadamente 550 em 2019 (Figura 21). Organizações internacionais como a Organização das Nações Unidas (ONU), o Banco Mundial e a Comissão Europeia também têm proposto e utilizado índices, muitos dos quais já se tornaram clássicos como o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), o Índice de Desempenho Ambiental e a Medida de Empoderamento de Gênero (Talukder; Hipel; Van Loon, 2017).

Figura 21 – Crescimento da produção científica sobre índices e indicadores.



Fonte: Adaptado de Kuc-Czarnecka; Piano; Saltelli, 2020.

Os índices são úteis em diversas áreas, como na administrativa, econômica, social, ambiental, estatística, agrícola, política e sanitária, entre outras. Conforme destaca Januzzi (2014), as medidas obtidas por meio dos índices são revestidas pelo contexto do fenômeno que representam e, por isso, possuem valor teórico (para representar manifestações empíricas de alguma teoria, por exemplo) e programático (quando representam informações relevantes para a elaboração de políticas). Mas, apesar de todo o potencial, a construção de um índice ainda é uma tarefa delicada e não está livre de críticas. No Quadro 4, apresenta-se uma comparação dos prós e contras dos índices segundo a OCDE (OCDE, 2008).

Quadro 4 - Prós e contras da utilização de índices

Prós	Contras
1 – Podem resumir realidades complexas e multidimensionais	1 – Podem transmitir mensagens políticas enganosas se mal construídos ou interpretados.
2 – São mais simples de interpretar do que um extenso conjunto de indicadores separados	2 – Podem levar a conclusões políticas simplistas
3 – Podem avaliar o avanço de regiões ao longo do tempo	3 – Podem ser mal utilizados para apoiar políticas indesejáveis caso o processo de construção não seja transparente e robusto
4 – Reduzem o tamanho visível do conjunto de indicadores sem comprometer a base de informações subjacentes	4 – O conjunto de indicadores pré-selecionados e sua ponderação podem ser objeto de disputas políticas
5 – Possibilitam a inclusão de mais informações dentro do limite de tamanho disponível	5 – Podem omitir falhas graves em algumas dimensões e dificultar a identificação de ações corretivas adequadas caso o processo de construção não seja transparente
6 – Trazem questões de desempenho e progresso regional para o centro da arena política	6 – Podem levar a medidas inadequadas se as dimensões do fenômeno sob estudo sejam analisadas de forma negligente
7 – Facilitam a comunicação com o público em geral	-
8 – Ajudam a construir/fundamentar narrativas para o público leigo	-
9 – Permitem que os usuários comparem dimensões complexas de forma efetiva	-

Fonte: OCDE, 2008.

Entretanto, a principal crítica aos índices é a possibilidade de uma simplificação excessiva do fenômeno que se pretende representar (Kuc-Czarneca; Piano; Salteli, 2020). Entretanto, alguns atores defendem que a perda de informação é uma tendência natural causada pelo nível de agregação definido para o índice, que é, por sua vez, definido conforme seu objetivo e público-alvo (Mariani, Ciommi, Recchioni, 2024). Nesse processo, quanto mais condensados os dados, maior é a comunicabilidade dos resultados para o público leigo, porém, maior é a simplificação da realidade (Figura 22). Outro ponto em que ocorre variação no detalhamento das informações é a escala da proposta, na qual abordagens mais generalistas são capazes de incorporar mais dados e conhecimentos, enquanto as muito específicas se limitam a um conjunto restrito de indicadores.

Figura 22 - Pirâmide da perda de informações para utilização de indicadores



Fonte: Adaptado de ONU, 2017.

Além da perda de informações, existem diversos desafios na construção de índices, como a disponibilidade de dados, a seleção dos indicadores individuais e as opções metodológicas para o tratamento, a agregação e a comparação dos dados (Mazziotta; Pareto, 2013). O principal desafio, porém, está em propor um índice que represente com precisão os estados ou tendências do objeto de estudo, muitas vezes

complexos, sem abrir mão da simplicidade necessária à compreensão do seu público-alvo. Sua proposição requer debate sobre a multidimensionalidade dos domínios do fenômeno analisado, sua complexidade e a presença de efeitos e impactos transescalares (temporais e espaciais). A capacidade de tradução dessas questões em métodos processuais coerentes determina, em grande parte, a qualidade da ferramenta proposta (Hak; Moldan; Dahl, 2007).

Segundo Huston e Correll (2018), não existe uma ferramenta única capaz de atender à diversidade de demandas dos usuários, uma vez que estes variam quanto à familiaridade com modelos e à capacidade de interpretar os fatores envolvidos; por isso, há uma ampla gama de índices e ferramentas afins disponíveis. Muitos deles são relativamente simples e unidimensionais, como o consumo de energia, as emissões de gases de efeito estufa, medidas de toxicidade humana, eutrofização, acidificação e pegada hídrica (Biron, 2020). Em contrapartida, existem estruturas muito mais complexas que desempenham um papel central na organização, integração e interpretação de múltiplos indicadores. É o caso de estruturas como o modelo Pressão-Estado-Resposta, proposto pela OCDE, e a matriz Forças Motrizes-Pressões-Estado-Impacto-Resposta, proposta pela Agência Ambiental Europeia, que fornecem quadros conceituais capazes de estruturar os dados, explicitar relações causais e orientar a construção e o uso de indicadores e índices ambientais, especialmente em contextos de avaliação e gestão (OCDE, 1993; AAE, 2004).

Conforme destacam Maziotta e Pareto (2017), um índice pode ser considerado eficiente quando respeita o objetivo e os compromissos estabelecidos para ele. Existem, porém, características desejáveis em um índice para que ele seja eficaz. Para Santeramo (2015), os indicadores devem ser específicos, mensuráveis, alcançáveis, relevantes e temporais. Januzzi (2014), por sua vez, destaca que as características mais importantes de um sistema de indicadores são: a relevância social, a validade, a confiabilidade, a cobertura (abrangência), a sensibilidade, a especificidade, a inteligibilidade, a comunicabilidade, a factibilidade, a periodicidade, a desagregabilidade e a historicidade. De acordo com o autor, não existe um sistema de indicadores capaz de abranger todas essas características; entretanto, um sistema bem elaborado deve considerá-las da forma mais completa possível. Na seção seguinte, são apresentados os principais procedimentos e etapas envolvidos na construção de um índice ou de um sistema de indicadores.

1.6.2. Preceitos da construção e utilização de índices

Conforme Mazziotta e Pareto (2017), a seleção da metodologia mais adequada para compor um índice requer a avaliação do contexto de sua aplicação. Os autores propõem um sistema baseado em cinco perguntas capaz de orientar adequadamente as escolhas metodológicas. O esquema de questões é apresentado no Quadro 5.

Quadro 5 - Questões para direcionar as escolhas metodológicas para a construção de um índice

Questão	Escolhas
São necessárias comparações territoriais?	Se sim, a escolha dos indicadores individuais pode ser determinada pela disponibilidade de dados na escala espacial definida (local, municipal, estadual)
São necessárias comparações temporais?	Se sim, a escolha dos indicadores individuais pode ser determinada pela disponibilidade cronológica dos dados conforme o recorte temporal definido (semana, mês, ano, década, século)
Os indicadores individuais são insubstituíveis?	Na maioria dos modelos a resposta deve ser sim, pois a redundância entre os indicadores individuais geralmente não é considerada positiva
Qual é o público-alvo da análise?	A escolha metodológica para síntese dos indicadores individuais é influenciada pela familiaridade do público-alvo com o objetivo do índice e sua capacidade de compreensão do fenômeno analisado
O método é robusto?	Os procedimentos metodológicos adotados na composição do índice devem ser estatisticamente estáveis, replicáveis e passíveis de validação para que seus resultados sejam considerados confiáveis

Fonte: Mazziotta; Pareto (2013).

Existem diversas propostas para a construção de índices, mas o ponto central em todas elas é a agregação de indicadores individuais pré-selecionados em um único índice (ONU, 2019). Como fruto do trabalho realizado nos desafios enfrentados na proposição de índices, a OCDE desenvolveu, em 2008, um processo de 10 etapas

que se tornou um dos mais conhecidos no mundo (OCDE, 2008; Greco *et al.*, 2008). O objetivo desse documento foi estabelecer uma diretriz comum como base para o desenvolvimento de índices e aprimorar a transparência e a solidez do processo. As suas etapas são: (i) desenvolvimento da estrutura conceitual; (ii) seleção das variáveis; (iii) tratamento dos dados faltantes; (iv) análise preliminar; (v) normalização dos indicadores; (vi) ponderação e agregação; (vii) análise de robustez e sensibilidade; (viii) avaliação da relação com outros indicadores e validação externa; (ix) apresentação e visualização dos resultados; e (x) documentação e divulgação metodológica.

Mazziotta e Pareto (2013) propõem outro esquema de etapas, baseado no da OCDE, porém, sintetizado em apenas quatro etapas. De acordo com essa estrutura, as etapas para compor um índice são: (i) definir o fenômeno a ser mensurado; (ii) selecionar o conjunto de indicadores individuais; (iii) normalizar os indicadores individuais; e (iv) agregar os indicadores normalizados. Os autores também destacam que não há um método único para a construção de índices. Na verdade, cada caso é determinado pelo contexto de aplicação, sendo influenciado por fatores formais, como a base legal ou institucional do trabalho, ou por fatores subjetivos, como o nível de conhecimento dos especialistas sobre o fenômeno específico (Mazziotta e Pareto, 2013).

Na área das ciências sociais, Januzzi (2014) descreve um procedimento de construção de indicadores e índices organizado em quatro etapas: (i) a definição do conceito abstrato ou a temática que o sistema em questão irá representar, a partir de um interesse teórico ou programático; (ii) a especificação das dimensões que compõe o fenômeno, das diferentes formas de interpretação ou abordagem do mesmo, tornando-o de fato, um objetivo específico, claro e passível de ser indicado de forma quantitativa; (iii) a obtenção das estatísticas pertinentes para elaboração do índice e, por fim; (iv) a combinação orientada das estatísticas disponíveis para computar o índice, traduzindo em termos tangíveis um conceito abstrato idealizado anteriormente.

O esquema proposto por Mazziotta e Pareto (2013;2017) abrange as principais etapas estabelecidas pela OCDE (2008) e por Januzzi (2014), com exceção daquelas relacionadas ao processo de validação da proposta metodológica e à comunicação dos resultados, que constam apenas nas diretrizes da OCDE. Com a finalidade de facilitar o entendimento das etapas percorridas para a proposição de um índice, as principais etapas desse processo são apresentadas individualmente nos parágrafos a

seguir. Nesse esquema, pretende-se esclarecer os principais pontos de atenção de cada etapa.

A primeira etapa dessas etapas é a construção do arcabouço teórico da proposta de índice. Esse processo envolve a definição do que se pretende realmente medir ou avaliar e de como essa análise será realizada. Recomenda-se que, nesse processo, o fenômeno seja decomposto em dimensões que representem suas principais interfaces. Essa subdivisão permite uma melhor compreensão da dinâmica própria do fenômeno no sistema socioecológico em que ocorre (ONU, 2019). Também é necessário definir as teorias e premissas que conectam as dimensões e os respectivos indicadores (Mazziotta e Pareto, 2017). Outro ponto extremamente relevante é a definição da escala espacial e temporal do trabalho. Essa etapa determina a disponibilidade de dados e a capacidade analítica para a representação do fenômeno, afetando diretamente os resultados obtidos (OCDE, 2008). De acordo com Mazziotta e Pareto (2017), quando o problema avaliado pelo índice é pobre em definições, há grande probabilidade de ser mal mensurado.

A segunda etapa consiste na seleção e na obtenção dos indicadores para compor o índice. A definição do número e da natureza desses indicadores pode ser guiada por teoria, evidências empíricas, pragmatismo ou apelo intuitivo (Booyesen, 2002), o que revela um grau inevitável de subjetividade. Isso pode ser determinante para as forças e fragilidades do índice (OCDE, 2008). A seleção também requer equilíbrio entre a redundância informacional e o risco de perda de informação. Abordagens estatísticas sugerem a inclusão de indicadores menos correlacionados para reduzir a sobreposição (Greco; Ehr Gott, Figueira, 2019). Entretanto, em abordagens de caráter mais reflexivo, espera-se intercorrelação entre indicadores (Diamantopoulos, Riefler, Roth, 2008). Neste sentido, é importante que sejam observados os objetivos e a organização do fenômeno em dimensões estabelecidas na construção do arcabouço teórico, de modo a adequar-se à disponibilidade de dados e à capacidade analítica.

A terceira etapa é a normalização dos dados, responsável por tornar os indicadores comparáveis. Essa é uma condição necessária antes da agregação, pois, em geral, são utilizadas variáveis com unidades e intervalos distintos. Quando ignorada, essa diferença entre unidades de medida pode distorcer o resultado do índice. Ao transformar os indicadores em valores puros e adimensionais, evita-se que variações em uma única variável influenciem desproporcionalmente o resultado

(Mazziotta e Pareto, 2017). De acordo com Talukder, Hipel e Van Loon (2017), diferentes técnicas de normalização geram resultados distintos. Existem diversos métodos de normalização, como ranques, normalização pelo Z-score e normalização Min-Max; porém, a escolha do mais adequado deve levar em consideração os objetivos da análise.

Mazziotta e Pareto (2017) consideram a etapa de ponderação dos indicadores um subprocesso da etapa de agregação. Porém, no presente trabalho, essas etapas serão abordadas de forma separada. Portanto, a terceira etapa da construção de um índice é a ponderação dos seus indicadores individuais. Esse processo refere-se à definição de um peso de importância explícita para cada indicador, em relação aos demais, na representação de um fenômeno. Esse processo também permite uma classificação interna de cada indicador, quando há variações em seus valores, que podem contribuir mais ou menos para o fenômeno (Greco *et al.*, 2018). A subjetividade também é muito presente nesta etapa e, por isso, há ferramentas que tornam o processo de ponderação mais confiável.

Uma das alternativas comuns para reduzir a subjetividade na ponderação é atribuir pesos iguais aos indicadores, assumindo que todos têm a mesma importância (Greco *et al.*, 2018). Contudo, essa escolha pode ignorar a complexidade real do fenômeno, na qual, quase sempre, os fatores têm relevâncias distintas (OCDE, 2008). Outras estratégias incluem métodos estatísticos que analisam as correlações entre os indicadores individuais por meio de modelos de regressão, análises de componentes principais ou análises fatoriais. Existem também os métodos baseados em especialistas, nos quais a importância é definida por meio de julgamento. Um exemplo dessa modalidade é o “Processo de Alocação Orçamentária”, no qual os especialistas recebem um valor único de pontos e devem distribuí-los entre os indicadores (Dur; Yigitcanlar, 2015). Outro exemplo é a Análise Hierárquica Ponderada (AHP), na qual os indicadores são comparados em pares (Ishizaka, Nemery, 2013). Existe também o método Delphi, onde os especialistas definem os pesos de importância em uma votação e são realizadas rodadas de revisão até que se alcance um consenso (Hasson; Keeney, 2025)

A quarta etapa consiste na agregação, processo que dá origem ao índice. A agregação consiste na combinação de todos os componentes para formar um ou mais índices. Esta etapa depende da definição da importância de cada indicador individual (sistema de ponderação) e também da definição de um parâmetro para avaliação de

seus resultados (Mazziotta, Pareto, 2017). A escolha do método de agregação adequado também depende do objetivo do trabalho e do público-alvo. De modo geral, um método de agregação pode ser considerado simples ou complexo. Um método de agregação é considerado simples quando utiliza uma função matemática de fácil compreensão. Por outro lado, um método de agregação é considerado complexo quando utiliza um modelo sofisticado ou um método multivariado (Mazziotta, Pareto, 2013).

A quinta etapa do processo de construção de um índice consiste na validação da proposta metodológica. Com o visto, há diversos pontos subjetivos na utilização dessas ferramentas, como a seleção dos indicadores e os métodos de normalização, ponderação e agregação. Por isso, a validação busca avaliar a robustez metodológica do índice, evitando que seus resultados e as ações neles baseadas sejam questionáveis. Esta etapa é crucial, pois permite a adoção de um modelo contínuo de avaliação e de otimização metodológica, desejável em qualquer índice (OCDE, 2008).

Geralmente, nesse processo, utiliza-se uma combinação de análises de incerteza e de sensibilidade. Análises de incerteza buscam avaliar o quão sensível o índice é a fatores de incerteza. Em outras palavras, esse processo busca mensurar o efeito das alterações no fluxo de trabalho sobre os resultados obtidos por meio de um índice (Foster, McGillivray, Seth, 2013). A sua utilização ocorre por meio do recálculo do índice, com a inclusão ou exclusão de indicadores e/ou a adoção de diferentes formas de normalização, ponderação ou agregação. Em seguida, os resultados obtidos a partir da versão original e das versões modificadas são comparados entre si para verificar a presença de diferenças ou correlações estatisticamente significativas (Greco *et al.*, 2019). Caso as modificações metodológicas não causem alterações significativas nos resultados, o índice pode ser considerado robusto. Porém, caso sejam diferentes e não correlacionados à proposta original, o índice mostra-se sensível às incertezas (OCDE, 2008).

Ainda que a análise de incerteza também seja um tipo de análise de sensibilidade, esse termo é mais comumente utilizado para se referir a análises que avaliam a sensibilidade do índice ao conjunto de indicadores e/ou dimensões selecionadas para sua construção (Greco *et al.*, 2019). Esse procedimento permite mensurar a contribuição individual de cada indicador para os resultados finais e, assim, identificar dados redundantes ou de baixa contribuição. Esse processo é realizado predominantemente estatisticamente, por meio de análises de regressão,

de elasticidade, de componentes principais ou de correlação (Dorta-González, 2023). Juntamente com as análises de incerteza, essa análise encerra o ciclo de avaliação do índice e gera *feedbacks* relevantes para o refinamento metodológico.

1.6.3. Utilização de índices na avaliação e gestão do risco de contaminação por agrotóxicos

No contexto do presente estudo, é fundamental compreender o papel dos índices na avaliação e gestão de riscos, especialmente no que se refere ao risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. Essas ferramentas tornaram-se centrais em análises ambientais, sanitárias e socioeconômicas justamente por integrarem múltiplas variáveis em medidas sintéticas capazes de representar níveis de ameaça. Conforme Mackenzie (2015), indicadores e índices funcionam como unidades de medida do risco, traduzindo fenômenos complexos em números, sinais, palavras ou cores. Sua utilidade também decorre da capacidade de incorporar incertezas, subjetividades e lacunas de informação de forma estruturada, tornando o processo de avaliação mais transparente e contribuindo para políticas públicas fundamentadas em evidências (Nazeer; Bork, 2019).

A partir de 2015, observa-se um crescimento significativo na literatura que aplica indicadores e índices à gestão da água e ao monitoramento de contaminantes emergentes, reforçando seu papel como ferramenta essencial para análises de risco ambiental complexas (Leite *et al.*, 2025). Estudos recentes demonstram que esses instrumentos são capazes de integrar fatores hidrológicos, toxicológicos, agrícolas e socioeconômicos, permitindo o mapeamento de áreas vulneráveis à presença de pesticidas, mesmo em contextos de escassez de dados e elevada incerteza (Damiba *et al.*, 2025, 2025; Pierlot *et al.*, 2023). Essa expansão metodológica reforça a importância de índices multivariados na organização e na interpretação de informações dispersas, especialmente em países de grande diversidade ambiental e produtiva, como o Brasil (Campos *et al.*, 2024).

A utilização de indicadores e índices para avaliar o risco e a vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos tem se mostrado um terreno fértil para a produção científica. Existe uma série de métodos que buscam avaliar o risco de

contaminação de modo similar, entre eles: são *ArcPRZM* (Eason; Tim; Wang, 2004), o *DRASTIC* (Bera; Mukhopdhyay; Das, 2022), o *Fast Flow Index* (Índice de Fluxo Rápido) (Siber; Stamm; Reichert, 2009), a Pegada Hídrica Cinza (Barreto *et al.*, 2020), o *Rpest* (Tixier *et al.*, 2007) e o *Wetland Pesticide Occurrence Index – WPOI* (Índice de Ocorrência de Agrotóxicos em Áreas Alagadas) (Malaj; Liber; Morrissey, 2020).

A esses métodos somam-se contribuições mais recentes, como o Índice de Avaliação do Risco de Contaminação da Água por Pesticidas (ARCA), focado na realidade brasileira (Weis *et al.*, 2021). Também existem modelos híbridos que incorporam parâmetros ecotoxicológicos avançados, como aqueles propostos pela OCDE ou pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos, ampliando o potencial de quantificação integrada do risco decorrente de pesticidas e de seus metabólitos. Tais iniciativas evidenciam uma tendência internacional de combinar modelos de vulnerabilidade, indicadores de exposição e métricas de periculosidade química para gerar índices mais sensíveis às realidades locais (PNUMA, 2022).

Dentre os modelos existentes, o *DRASTIC-LU* é o mais amplamente utilizado, conforme demonstrado por Baig *et al.*, (2024) e Leite *et al.*, (2025). Desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, o modelo baseia-se exclusivamente em indicadores hidrogeológicos para estimar a vulnerabilidade da água subterrânea à contaminação por agrotóxicos (Vivek *et al.*, 2024). Sua sigla vem dos indicadores que o compõem: *depth to water* (profundidade do aquífero), *net recharge* (taxa de recarga do aquífero), *aquifer media* (material de formação do aquífero), *soil media* (textura do solo), *topography* (declividade), *impact of vadose zone* (influência da zona vadosa), *hydraulic conductivity* (condutividade hidráulica do aquífero), e *land use* (uso do solo). Embora consolidado na literatura, o escopo do modelo é restrito a fatores hidrogeológicos e, portanto, ignora aspectos de outras dimensões como a agrícola, social, econômica ou sanitária. Assim, o modelo permanece limitado por não incorporar a complexidade multidimensional envolvida na contaminação hídrica por agrotóxicos (Leite *et al.*, 2025).

A utilização de indicadores e índices específicos à área de saúde ambiental no Brasil vem crescendo notavelmente nos últimos anos. Documentos oficiais do Ministério da Saúde, como as diretrizes para a Vigilância em Saúde Ambiental (Brasil, 2002) e o Guia de Vigilância em Saúde (Brasil, 2022), enfatizam o uso de indicadores para detectar perigos, avaliar riscos, identificar populações vulneráveis e orientar ações de vigilância. Nesses materiais, o uso de indicadores relacionados à presença,

concentração, toxicidade e histórico de detecção de agrotóxicos aparece como uma das principais estratégias para subsidiar a tomada de decisão, especialmente em municípios com maior intensidade agrícola ou baixa capacidade analítica, reforçando a importância de sistemas sintéticos de informação como apoio à gestão pública.

A proposição do IVCAA surge da necessidade de superar as limitações persistentes dos modelos tradicionalmente utilizados para avaliar o risco de contaminação hídrica por agrotóxicos, como o DRASTIC-LU. Embora amplamente empregado, esse modelo permanece restrito ao enfoque hidrogeológico e tem pouca capacidade de captar a complexidade do contexto brasileiro, em que fatores agrícolas, sanitários, sociais e econômicos interagem de forma decisiva na geração e distribuição de riscos. Essa limitação é ainda mais evidente em um país marcado por intensa heterogeneidade territorial, uso extensivo de agrotóxicos, desigualdades estruturais e forte presença de grupos populacionais vulneráveis expostos às externalidades do modelo produtivo (Silva Júnior, 2022).

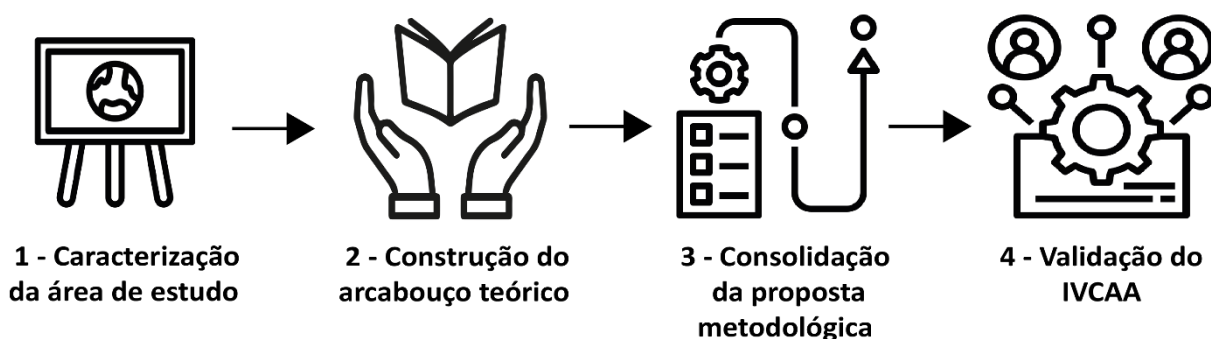
Nesse cenário, o IVCAA se propõe a oferecer uma ferramenta adaptada à realidade nacional, capaz de integrar bases de dados amplas e diversas e refletir melhor as dinâmicas socioecológicas que condicionam a contaminação da água. Ao incorporar dimensões negligenciadas por modelos anteriores, espera-se que o índice contribua para o fortalecimento dos sistemas de monitoramento, para a organização e o uso estratégico e sistematizado das informações disponíveis em escala nacional e para o apoio às ações de vigilância em saúde e de proteção ambiental. Além disso, o IVCAA busca ampliar a capacidade do poder público de identificar áreas prioritárias e orientar intervenções que reduzam desigualdades, atendam populações tradicionais e grupos vulneráveis e promovam maior segurança no acesso à água para consumo humano.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Nesta seção é descrito o fluxo de trabalho adotado para a realização da pesquisa. Os procedimentos metodológicos adotados para a proposição do IVCAA foram baseados no Manual para a Construção de Indicadores Compostos, da OCDE (2008). O fluxo de trabalho foi dividido em quatro etapas principais: (i) caracterização

da área de estudo; (ii) construção do arcabouço teórico-metodológico; (iii) consolidação da proposta metodológica do IVCAA; e (iv) validação da proposta metodológica do IVCAA (Figura 23).

Figura 23 - Etapas metodológicas adotadas para a condução da pesquisa



Fonte: O autor, 2025.

Na etapa de construção do arcabouço teórico-metodológico, revisão sistemática, bibliografia e análises de conteúdo foram utilizadas para levantar, sistematizar e analisar material para subsidiar a proposição do IVCAA. Na etapa de consolidação da proposta metodológica foram definidos, a partir do referencial teórico-metodológico, os procedimentos adotados para a construção do IVCAA. A etapa de validação, por sua vez, teve o objetivo de analisar os resultados obtidos e a própria estrutura interna do IVCAA para contribuir com o refinamento metodológico da proposta. Cada uma dessas etapas foi dividida em subetapas que são apresentadas de maneira detalhada nas seções seguintes.

2.1. Caracterização da área de estudo

A proposição e validação do IVCAA requerem a realização de um estudo de caso. A unidade espacial adotada no presente trabalho compreende os municípios inseridos, total ou parcialmente, nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ) (Figura 24). A seleção considerou (i) a relevância da unidade para o sistema de abastecimento público regional, (ii) a diversidade de seu território, onde atividades agrícolas interagem com componentes ambientais, sociais, econômicos e sanitários, representando a complexidade dos sistemas socioecológicos, e (iii) a robustez de seu sistema de gerenciamento de recursos hídricos que, aliado à disponibilidade de informações territoriais, foi útil para a aplicação e validação do índice. Nesta seção é realizada uma caracterização do território das Bacias PCJ com base nesses aspectos relevantes.

Figura 24 - Mapa de localização da área de estudo, contemplando os municípios inseridos total ou parcialmente nas Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, Brasil



Fonte: O autor, 2025.

As bacias PCJ estão localizadas entre os meridianos 46° e 49° oeste e as latitudes 22° e 23,5° sul. Elas fazem parte da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, que, por sua vez, está inserida na Região Hidrográfica Paraná. O território das Bacias PCJ abrange, total ou parcialmente, 76 municípios. Desses municípios, 71 pertencem ao estado de São Paulo e 5 ao estado de Minas Gerais. A área total de drenagem superficial das bacias é de 15.377 km², dividida em: 92,45% na porção paulista e 7,55% na porção mineira. Das bacias PCJ, a Bacia do Rio Piracicaba é aquela com a maior área de drenagem, 12.655 km². A Bacia do Rio Capivari e a Bacia do Rio Jundiá, por sua vez, se estendem, respectivamente, por 1.568 km² e 1.154 km² (Comitês PCJ, 2020). Além da divisão entre as três bacias principais, o território das Bacias PCJ pode ser dividido em 7 sub-bacias; são elas: Atibaia, Camanducaia, Capivari, Corumbataí, Jaguari, Jundiá e Piracicaba.

No Quadro 6 é apresentada a divisão do território das Bacias PCJ em bacias, sub-bacias e municípios (Quadro 6) (Comitês PCJ, 2024).

Quadro 6 - Divisão das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá em sub-bacias e municípios (continua)

Bacias	Sub-bacias	Municípios
Piracicaba	Atibaia	Americana; Atibaia, Bom Jesus dos Perdões; Bragança Paulista, Camanducaia; Campinas; Itatiba; Jaguariúna; Jarinu; Joanópolis; Morungaba; Nazaré Paulista; Nova Odessa; Paulínia; Piracaia; Valinhos e; Vinhedo
	Camanducaia	Amparo; Holambra; Jaguariúna; Monte Alegre do Sul; Pedra Bela; Pedreira; Pinhalzinho; Santo Antônio de Posse; Serra Negra; Socorro e; Toledo
	Corumbataí	Analândia; Charqueada; Cordeirópolis; Corumbataí; Ipeúna; Itirapina; Piracicaba; Rio Claro e; Santa Gertrudes
	Jaguari	Americana; Amparo; Artur Nogueira; Bragança Paulista; Camanducaia; Campinas; Cordeirópolis; Cosmópolis; Engenheiro Coelho; Extrema; Holambra; Itapeva; Jaguariúna; Joanópolis; Limeira; Mogi Mirim; Morungaba; Paulínia; Pedra Bela; Pedreira; Pinhalzinho; Piracaia; Santo Antônio de Posse; Sapucaí-Mirim. Tuiuti e; Vargem

Fonte: Comitês PCJ, 2024.

Quadro 6 - Divisão das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí em sub-bacias e municípios (continuação)

Bacias	Sub-bacias	Municípios
Piracicaba	Piracicaba	Águas de São Pedro; Americana; Anhembi; Botucatu; Brotas; Campinas; Capivari; Charqueada; Cordeirópolis; Dois Córregos; Hortolândia; Itacemópolis; Itirapina; Limeira, Monte Mor; Nova Odessa; Paulínia; Piracicaba; Rio das Pedras; Saltinho; Santa Gertrudes; Santa Maria da Serra; São Pedro; Sumaré e; Torrinha
Capivari	Capivari	Campinas; Capivari; Elias Fausto; Hortolândia; Indaiatuba; Itupeva; Jundiaí; Louveira; Mombuca; Monte Mor; Rafard; Rio das Pedras; Tietê; Valinhos e; Vinhedo
Jundiaí	Jundiaí	Atibaia; Cabreúva; Campo Limpo Paulista; Indaiatuba; Itu; Itupeva; Jarinu; Jundiaí; Mairiporã; Salto e; Várzea Paulista

Fonte: Comitês PCJ, 2024.

Tanto a porção paulista quanto a porção mineira das Bacias PCJ estão inseridas em divisões administrativas estaduais para gerenciamento de recursos hídricos. A porção paulista da bacia corresponde à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 5 do Estado de São Paulo, criada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos em 1992 (SEMIL, 1992). A porção mineira, por sua vez, está inserida na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos 2, instituída pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais em 2004 (Minas Gerais, 2002).

Em seu território, a gestão dos recursos hídricos é feita através do Comitê de Bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Comitês PCJ). Ele foi o primeiro comitê de bacias do Estado de São Paulo, sendo criado através da Lei Estadual nº 7.663/1991 (Comitês PCJ, 2025). O comitê possui, aproximadamente, 1.500 membros, de mais de 220 instituições, representando órgãos dos poderes públicos da União e dos Estados de São Paulo e Minas Gerais, municípios com território total ou parcialmente inserido nas Bacias PCJ, organizações civis, usuários de recursos hídricos e entidades associativas. O comitê conta, ainda, com 12 câmaras técnicas setoriais. Toda essa estrutura torna os Comitês PCJ os mais avançados na aplicação do modelo de gestão integrada e participativa (Chiodi, 2023).

Os principais corpos hídricos no território das Bacias PCJ são os rios Atibaia, Atibainha, Cachoeira, Camanducaia, Capivari, Corumbataí, Jaguari, Jundiaí e

Piracicaba (Comitês PCJ, 2020). Também existem reservatórios importantes para a hidrologia da bacia; os principais são: o reservatório da Usina Hidrelétrica de Salto Grande; os reservatórios Jacaré e Jaguari; o reservatório Atibainha; e o reservatório Cachoeira (Comitês PCJ, 2024). Desses, os últimos quatro fazem parte do Sistema Produtor Cantareira, que desempenha um papel relevante para o abastecimento de 50% da população da Região Metropolitana de São Paulo, aproximadamente 7,4 milhões de habitantes (CEMADEN, 2021).

Mas, apesar de toda a estrutura institucional e de governança, a garantia da segurança hídrica tem sido um desafio na área de estudo. A disponibilidade hídrica das bacias tem se reduzido continuamente ao longo dos anos. No período entre 2011 e 2023 houve uma queda de 12,12% na disponibilidade per capita. Conforme a classificação adotada pelas Nações Unidas, em todo esse período, a disponibilidade esteve abaixo de 1.500 m³/hab.ano e, portanto, se enquadra em uma situação crítica (Feltre; Terci, 2024; Comitês PCJ, 2024).

A vazão outorgada nas Bacias PCJ, por sua vez, tem crescido ao longo dos anos, indo de 77,41 m³/s em 2017 para 108,67 m³/s no ano de 2023. Dos totais de vazão outorgados nesse período, a água superficial foi predominante. Em 2023, as águas subterrâneas representaram apenas 12,5% das outorgas, enquanto as águas superficiais representaram 87,5%. O principal destino da água foi o abastecimento público, que recebeu 64,5% da vazão outorgada. O segundo uso mais importante foi o industrial, que recebeu 20% da vazão. O uso rural e os outros usos são os menos representativos, recebendo, respectivamente, 7,9% e 7,6%. (Comitês PCJ, 2020; 2024).

A água subterrânea ocupa um lugar secundário para o abastecimento público urbano, mas esses mananciais são especialmente importantes na zona rural das Bacias PCJ. Nessas áreas apenas 24% dos imóveis rurais são abastecidos por sistemas coletivos, enquanto 64% se abastecem de poços individuais ou nascentes. Dos municípios inseridos na área de estudo, apenas 50% contam com informações sobre abastecimento de água na zona rural em seus planos municipais de saneamento básico. Destes, sete são abastecidos exclusivamente por poços; são eles: Elias Fausto, Itirapina, Mombuca, Pedra Bela, Rafard, Torrinha e Tuiuti (Comitês PCJ, 2020; 2024).

No censo do IBGE de 2010, as bacias PCJ contavam com uma população de 5,8 milhões de pessoas que, atualmente, já pode ter ultrapassado os 6 milhões. Isso

representa 13% da população do estado de São Paulo. Desse total de habitantes, 5,5 milhões residem em áreas urbanas e 3 mil em áreas rurais. A Bacia do Rio Piracicaba é a com maior população, um total de 3,4 milhões de habitantes (61% do total). Os três municípios mais populosos são Campinas (1,1 milhão de habitantes), Jundiaí (369 mil habitantes) e Piracicaba (363 mil habitantes) (Comitês PCJ, 2020). O crescimento demográfico registrado nas Bacias PCJ tem sido superior à média estadual e, junto às limitações nos serviços de saneamento básico urbano e rural, representa a principal barreira para a sustentabilidade hídrica no contexto local (Feltri, Terci, 2024).

Em relação à qualidade da água bruta nas Bacias PCJ, observa-se que, conforme o enquadramento dos corpos hídricos estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, predominam corpos hídricos enquadrados na classe 2, seguidos pelas classes 1 e 3, sendo a classe 4 a menos representativa. A análise da conformidade dos parâmetros de qualidade da água em relação aos padrões definidos para essas classes indica que coliformes termotolerantes/*E. coli* e fósforo total são os parâmetros que mais frequentemente apresentam resultados incompatíveis com os usos previstos, concentrando o maior número de amostras fora dos limites das classes superiores. Por outro lado, os parâmetros DBO, oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal apresentam, na maioria dos pontos monitorados, resultados compatíveis com os padrões da classe 1, embora a ocorrência de valores em desacordo com os limites estabelecidos para as classes 3 e 4 também mereça atenção (Comitês PCJ, 2024).

No que diz respeito à água para consumo humano, o território das Bacias PCJ conta com um total de 102 ETAs, das quais 98 estão em operação. O índice de abastecimento e tratamento de água urbanos, ponderado pela população, é de 98%. O serviço de esgotamento sanitário, por sua vez, enfrenta algumas dificuldades. O índice de coleta de esgoto se manteve superior a 90% no período entre 2019 e 2023. O tratamento de esgoto variou, no mesmo período, entre 77% em 2019 e 87% em 2023. A bacia do Rio Jaguari apresenta o menor índice de tratamento de esgotos, de apenas 56%, enquanto todas as demais bacias possuem índice superior a 70% (Comitês PCJ, 2020).

Porém, é importante destacar que o cenário de risco quantitativo e qualitativo observado nas Bacias PCJ é resultado de uma relação mais complexa entre cultura, sociedade e economia. Conforme Mariosa *et al.*, (2024), ainda que o crescimento demográfico seja relevante, não devem ser ignorados outros fatores de risco que

podem contribuir tanto para o agravamento quanto para a reversão da situação de crise. Segundo os autores, é importante que se considere o contexto local em toda a sua complexidade para a definição de medidas adequadas para a garantia da segurança hídrica.

Para além da questão demográfica, as Bacias PCJ também enfrentam problemas quanto a fenômenos climáticos extremos tais quais enxurradas, enchentes e alagamentos (Guedes, Sugahara, Ferreira, 2023). A exploração econômica do território das bacias PCJ é diversificada. O PIB de seus municípios representava, em 2014, 17% do PIB do estado de São Paulo. O setor de serviços mercantis é aquele com maior Valor Agregado Bruto (48,5%). O segundo setor econômico mais importante é o industrial, com 25%. A administração pública representa 7,2%, enquanto o setor agropecuário participa com apenas 1,1% do valor agregado bruto (Comitês PCJ, 2020).

Apesar da baixa participação do setor agropecuário no valor total da economia, a agricultura também é importante no contexto das Bacias PCJ. Seus municípios tiveram, no período entre 2020 e 2024, uma produção agrícola de 309 milhões de toneladas, entre lavouras temporárias e permanentes, com um valor de 47 bilhões de reais (IBGE, 2025). Esses montantes representam 6,8% do total produzido (2,11 bilhões de toneladas) e 9,2% do valor total da produção agrícola do estado de SP (510,87 bilhões de reais) no mesmo período. A cana-de-açúcar é o principal cultivo agrícola nas bacias, responsável, sozinha, por 89% do montante produzido em seu território. Os outros três cultivos mais importantes são laranja (4%), milho (2%) e soja (1%). Juntas, essas culturas representam 96% do montante produzido.

A predominância de cultivos de cana-de-açúcar na região se deve à presença de agroindústrias da cana para produção sucroalcooleira, principalmente nos municípios de Limeira, Piracicaba e Rio Claro (Martins; Arbarotti; Campregher, 2021). Esse cultivo é histórico na região, uma herança do Ciclo Açucareiro Paulista, na segunda metade do século XVIII, com registros de expansão e modernização desde então (Piacente, 2005; Terci e Peres, 2010). Essa é uma atividade com elevado potencial poluidor, tanto do ar quanto do solo e da água (Liu, Kwon; Wang, 2023). Porém, no presente estudo, o foco principal é o risco de contaminação hídrica por agrotóxicos que podem ter sido utilizados nas áreas de plantio da cana-de-açúcar. Dessa forma, os impactos decorrentes do processamento industrial da produção agrícola não estão no escopo da pesquisa.

A citricultura, especialmente da laranja, também é uma atividade agrícola importante para a Região Administrativa de Campinas. Existem importantes indústrias de processamento de laranja nos municípios de Engenheiro Coelho e Limeira, que movimentam o mercado agrícola regional. Limeira é também um dos maiores centros de produção de mudas cítricas da América Latina. A fruticultura, de modo geral, também é importante para as bacias, onde os municípios de Atibaia, Indaiatuba, Itatiba, Itupeva, Jarinu, Jundiaí, Louveira, Morungaba, Valinhos e Vinhedo formam o Polo Turístico do Circuito das Frutas, produzindo, principalmente, uva, figo, goiaba, caqui, pêssego e morango (Comitês PCJ, 2020).

O potencial do setor agrícola das Bacias PCJ, apesar de positivo do ponto de vista econômico, se explorado de forma não sustentável, pode agravar a situação de escassez. Levando em consideração o nexos energia-água-alimentos, a tendência é que, a partir da expansão da agricultura, se eleve a demanda por água e energia para a irrigação (Silva *et al.*, 2023). O setor agropecuário das Bacias PCJ demanda, aproximadamente, 7,93 m³/s para irrigação e 0,55 m³/s para dessedentação de animais. A área total irrigada é de 315,75 km², com maiores demandas registradas nos municípios de Atibaia, Campinas, Cordeirópolis e Piracicaba. A sub-bacia Piracicaba é aquela com maior demanda para irrigação, enquanto a maior demanda para dessedentação animal está na sub-bacia Jaguari (Comitês PCJ, 2020).

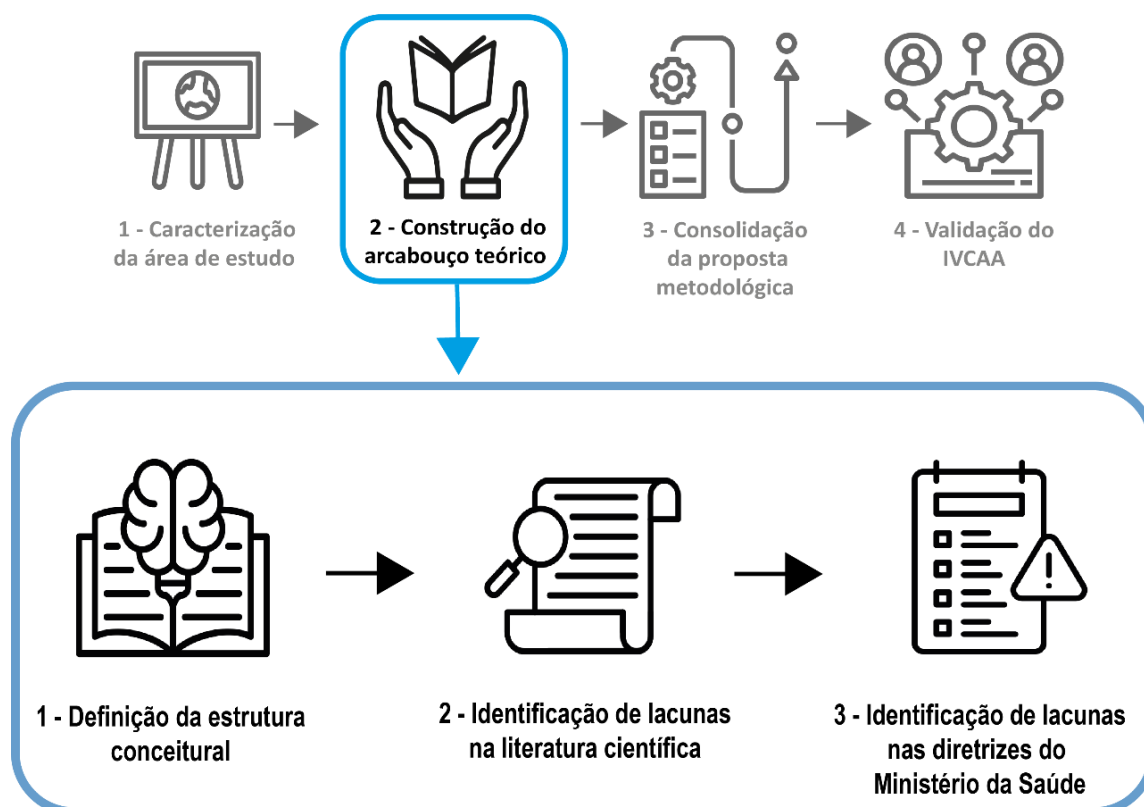
A agricultura também pode gerar contaminação hídrica por agrotóxicos, o que é a questão central para a proposição do IVCAA. Nas Bacias PCJ, esse tipo de contaminação é uma realidade demonstrada na bibliografia. Segundo Madeira *et al.*, (2023), os compostos atrazina, hidroxiatrazina, carbofurano, diuron, tebuconazol, azoxistrobina, imidacloprido, simazina, carbendazim, tebutiuron, ametrina, 2,4-d e fipronil foram identificados em corpos hídricos das bacias PCJ. Em Vizioli *et al.*, (2019), a atrazina e seus subprodutos foram identificados na água bruta e na água de consumo humano da região de Campinas. Também na região de Campinas, Monteiro (2023) identificou a presença de 22 agrotóxicos diferentes na água. Barizon *et al.*, (2019) constataram a contaminação das águas superficiais da bacia do Rio Camanducaia com os agrotóxicos fipronil, metil-paration, metalocloro, atrazina, carbofurano, diuron e simazina. Armas *et al.*, (2006) já verificavam a presença de ametrina, simazina, atrazina, hexazinona, glifosato e clomazona na água da bacia do Rio Corumbataí.

Com base em todos os aspectos apresentados, as Bacias PCJ configuram uma unidade territorial representativa e estrategicamente adequada à aplicação e validação do IVCAA. Sua relevância para o abastecimento público, aliada à expressiva diversidade de usos do solo, à presença de polos industriais e agrícolas historicamente consolidados e à complexa integração entre fatores de diversas dimensões e áreas do conhecimento, torna seu território um exemplo claro de sistema socioecológico sob alta pressão antrópica. A disponibilidade de informações relevantes, somada à estrutura robusta de governança hídrica dos Comitês PCJ, reforça a adequação da área para a realização de um estudo de caso. Dessa forma, é possível avaliar a aplicabilidade do IVCAA e sua capacidade de refletir a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos em contextos reais complexos.

2.2. Construção do arcabouço teórico

Esta etapa buscou formar uma base conceitual para subsidiar a proposição do IVCAA e, ao mesmo tempo, identificar lacunas que a justifiquem e direcionem. Para isso, foram adotadas três linhas de ação específicas: (i) a definição da estrutura conceitual do IVCAA; (ii) uma revisão sistemática da literatura científica, somada a uma análise de conteúdo, para identificação de lacunas nas atuais ferramentas de avaliação de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos; e (iii) uma análise de conteúdo para identificação de lacunas das diretrizes específicas do Ministério da Saúde sobre priorização de áreas para monitoramento de agrotóxicos (Figura 25).

Figura 25 - Etapas percorridas para a construção do arcabouço teórico



Fonte: O autor, 2025.

A primeira linha de ação foi estabelecida com o intuito de delimitar o escopo do IVCAA em relação aos conceitos e definições adotados, aos processos metodológicos utilizados e à interpretação de seus resultados. As outras duas linhas de ação têm caráter complementar à primeira, pois buscam identificar lacunas, tanto na literatura acadêmica quanto em diretrizes oficiais, que direcionem a proposta metodológica. As seções seguintes detalham os procedimentos adotados em cada uma delas.

2.2.1. Definição da estrutura conceitual

Esta seção apresenta a estrutura conceitual que fundamenta o IVCAA. Seu objetivo é garantir o entendimento dos conceitos e critérios selecionados para orientar sua proposta metodológica. Esse processo é essencial para a compreensão de sua aplicabilidade e a interpretação adequada dos resultados. Para tanto, a base

conceitual foi organizada em três etapas principais: a definição dos conceitos-chave; a estruturação do fenômeno analisado e sua divisão em dimensões analíticas; e a definição da finalidade e da base interpretativa para os resultados do índice.

O IVCAA parte de um conceito de risco alinhado ao Caderno GIRD+10. Assim, no presente estudo, entende-se o risco como o resultado da interação entre a probabilidade de ocorrência futura de uma determinada ameaça, as consequências danosas às pessoas, geradas em função da vulnerabilidade do meio exposto, e a capacidade de resiliência e gerenciamento da ameaça (Sulaiman, 2021). Porém, optou-se pelo uso do termo vulnerabilidade ao nomear o índice. Essa escolha foi feita para destacar que o risco, nesse caso, é visto a partir do paradigma da vulnerabilidade. Isso significa que, além de características locais específicas do meio físico relevantes para mensurar a probabilidade de ocorrência de um fenômeno, também foram considerados fatores ligados à vulnerabilidade aos efeitos negativos decorrentes do risco e à capacidade de reação/resiliência da sociedade atingida (Sheribinn *et al.*, 2019; Tellman *et al.*, 2021).

O fenômeno representado pelo IVCAA é a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. No presente estudo, esse fenômeno é definido como o resultado da interação entre fatores ambientais, agrícolas, sociais e sanitários de uma área, que determinam a probabilidade de ocorrência de contaminação em seu território e a vulnerabilidade de sua população diante dos possíveis efeitos negativos decorrentes dessa contaminação, assim como sua resiliência e capacidade de resposta a essa ameaça. Tal definição buscou se alinhar aos fundamentos dos sistemas socioecológicos, de forma a representar a complexidade e diversidade de fatores envolvidos em sua dinâmica (Preiser *et al.*, 2018).

Dessa forma, foi adotada uma abordagem multidimensional para representar o IVCAA, baseada na proposta da OCDE (2008). Para isso, foram definidas quatro dimensões básicas para representação do IVCAA: ambiental, agrícola, social e sanitária. A dimensão ambiental representa fatores do meio físico da área de estudo. A dimensão agrícola se refere às práticas de manejo agrícola realizadas na área de estudo. A dimensão social abrange aspectos socioeconômicos da população da área de estudo. A dimensão sanitária, por sua vez, refere-se a fatores de saúde pública e saneamento da área de estudo.

O esquema de dimensões foi adaptado do modelo PESTEL. Esse modelo é uma estrutura utilizada para analisar os fatores macroambientais externos que afetam o objeto de estudo. Originalmente, ele se organiza nas dimensões: política, econômica, social, tecnológica, ambiental e legal (Johnson, Scholes, Whittington, 2008). Ele foi utilizado tanto na construção do arcabouço teórico-metodológico quanto na consolidação da proposta metodológica. Esse arranjo possibilita uma ampliação do escopo do IVCAA em relação às abordagens clássicas, integrando fatores físicos, produtivos e humanos que influenciam, de forma interdependente, a vulnerabilidade à contaminação da água por agrotóxicos (Leite *et al.*, 2025).

A escala de análise adotada para o IVCAA foi a municipal. Essa escolha se deve à predominância de dados disponíveis em nível municipal, principalmente dados socioeconômicos e sanitários. Apenas os dados ambientais são majoritariamente distribuídos de forma contínua no território da área de estudo. Outro ponto que fundamenta a adoção dessa escala é a busca por um método simplificado. Ao trabalhar com valores médios municipais e gerar resultados também nessa escala, o IVCAA permite uma triagem para identificar municípios vulneráveis. Isso permite que sua utilização se torne menos dependente de recursos avançados de análise, o que pode fortalecer sua aceitação.

Outro ponto a ser definido nesta seção é a finalidade e a base interpretativa do IVCAA. O índice foi concebido com a finalidade de subsidiar os processos de tomada de decisão, avaliação e gestão de risco relacionados à proteção das populações e ecossistemas contra os agrotóxicos. Em termos práticos, seus resultados podem ser interpretados como uma indicação de municípios onde há maior probabilidade de contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos e/ou de que essa contaminação tenha suas consequências negativas agravadas pelas vulnerabilidades locais. Os resultados obtidos com o IVCAA podem fomentar a gestão adaptativa de riscos, fundamentada em um processo contínuo de diagnóstico, monitoramento, aprendizado e ajuste (Roux; Kingsford; Whittington, 2025). Assim, além de sua finalidade principal, eles também podem direcionar o aperfeiçoamento de programas, políticas públicas e medidas preventivas e corretivas adequados às vulnerabilidades específicas identificadas em cada município ou região.

2.2.2. Revisão e análise da literatura sobre ferramentas de avaliação do risco à contaminação hídrica por agrotóxicos

2.2.2.1. Revisão sistemática da literatura

A revisão sistemática da literatura foi realizada com base na metodologia PRISMA (Page *et al.*, 2021). Seu objetivo foi levantar publicações científicas sobre o uso de indicadores e índices espaciais como ferramenta de avaliação do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. A partir desse levantamento, foi selecionada a amostra de material bibliográfico para a análise de conteúdo.

Inicialmente, definiram-se as palavras-chave para a realização de buscas nas bases de indexação de periódicos científicos. Também foram definidos os critérios de inclusão e exclusão para as buscas. As buscas se limitaram a artigos científicos publicados em periódicos indexados nas bases de dados Web of Science e Scopus entre 2000 e 2023. No Quadro 7, são apresentados, mais detalhadamente, os critérios utilizados para a condução das buscas.

Quadro 7 - Palavras-chave e critérios utilizados para realizar a revisão sistemática de bibliografia

Palavras-chave de busca	("agrochemical" OR "pesticide" OR "agricultural chemical" OR "agricultural defensive") AND ("water contamination" OR "drinking water" OR "water pollution" OR "water exposure" OR "environmental contamination" OR "human contamination") AND ("index" OR "indicator" OR "index proposal" OR "risk index" OR "vulnerability index" OR "risk indicator" OR "vulnerability indicator" OR "spatial index" OR "map*" OR "geographic information system") AND NOT ("bacteria" AND "virus" AND "heavy metal" AND "specie" AND "fish" AND "plant")
Bases de dados	Web of Science e Scopus
Crítérios de inclusão	Artigos científicos com aplicação prática; Busca em tópicos (palavras-chave buscadas nos campos títulos, resumos e palavras-chave); Publicação entre janeiro de 2000 e dezembro de 2023
Crítérios de exclusão	Artigos de revisão; Estudos fora do tema de interesse

Fonte: Os autores, 2024.

Com base nos resultados das buscas, foram realizadas triagens para refinar os resultados obtidos. A primeira triagem consistiu na leitura dos títulos dos documentos resultantes da busca inicial. Foram excluídos os artigos duplicados ou considerados fora do tema da pesquisa, que não tratam da contaminação hídrica por agrotóxicos nem da proposição de índices ou indicadores de risco nessa temática. Também foram excluídos os artigos de revisão bibliográfica, sob a premissa de que esse tipo de publicação não constitui uma aplicação prática de um índice ou indicador de vulnerabilidade. Mantiveram-se apenas os artigos cujos títulos indicam a proposição ou o uso de índices ou indicadores de risco ou de vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos. Os artigos selecionados foram utilizados na próxima etapa.

A segunda triagem consistiu na leitura dos resumos dos artigos selecionados na etapa anterior. Assim, também foram excluídos artigos relacionados aos índices e indicadores de risco para espécies de animais, vegetais ou de risco ecológico de modo geral; de risco à saúde humana ou referentes a substâncias distintas de agrotóxicos. Assim, apenas os artigos que tratam da proposta ou da aplicação de índices ou indicadores de risco ou de vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos foram selecionados para a análise de conteúdo.

2.2.2.2. Análise de conteúdo

Essa etapa buscou extrair da amostra de material bibliográfico definida na etapa anterior informações relevantes para a proposição do IVCAA. Para isso, realizou-se uma análise de conteúdo. Inicialmente, definiram-se as questões às quais a análise busca responder. São elas: (i) Como se tem distribuído, espacial e temporalmente, a produção científica relacionada ao uso de índices/indicadores para avaliação do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos? (ii) Qual é o foco dessas análises? (iii) Quais são os métodos e as variáveis mais utilizados? (iv) Quais são as lacunas a serem preenchidas com novos métodos?

Para responder a tais questões, foram definidos sete conjuntos de informação a serem avaliados no conteúdo dos artigos selecionados. No Quadro 8 estão descritos cada um dos grupos e seus respectivos significados.

Quadro 8 - Grupos de informações selecionados para a análise de conteúdo e seus respectivos significados

Grupo de informações	Significado
Ano de publicação	Ano em que o artigo foi publicado
País estudado	País em que a análise foi feita
Tipo de manancial	Tipo de manancial considerado nos estudos, diferenciando-os entre superficiais e subterrâneos
Proposta nova ou replicada	Avalia se o índice/indicador utilizado no artigo é uma proposta nova, uma adaptação de um método já existente ou apenas a aplicação de um método já existente
Nome do índice ou indicador	Nome ou a sigla designada no artigo para a proposta metodológica. Nos casos em que não houve a definição de um nome, este foi considerado como não identificado
Variáveis consideradas	Variáveis utilizadas como critérios ou parâmetros nas análises de risco ou vulnerabilidade realizadas nos artigos

Fonte: O autor, 2025.

Cada grupo de informação foi analisado com base na leitura dos artigos selecionados. Os trechos que contêm dados relevantes para cada grupo de informação foram rotulados. O processo de rotulação teve por objetivo marcar dados para defini-los e organizá-los. Assim, foi possível contabilizar a recorrência dos rótulos e agrupá-los conforme o interesse da revisão. Dessa forma, foram identificados dentro da amostra de artigos selecionados: os anos e países com mais trabalhos publicados; a escala de análise e o tipo de manancial mais estudado; se ocorreram mais artigos com propostas metodológicas novas ou com replicações ou adaptações de metodologias já existentes; os índices e indicadores mais recorrentes e, também, as principais variáveis utilizadas como critérios ou parâmetros para a construção dos índices ou indicadores.

Em relação ao conjunto de variáveis utilizadas na construção dos índices de risco, também foi realizada uma análise de multidimensionalidade. Para isso, a lista de variáveis levantadas foi dividida conforme as quatro dimensões do IVCAA: ambiental, agrícola, social e sanitária. Dessa forma, foi possível contabilizar o número de variáveis enquadradas em cada uma delas. Esse processo leva em consideração a complexidade do fenômeno em análise e busca identificar desequilíbrios entre as dimensões e/ou áreas do conhecimento que o compõem.

Complementarmente, foi realizada uma comparação entre as palavras-chave utilizadas na busca e as utilizadas nos artigos selecionados para análise. Essa comparação tem como objetivo contribuir para o refinamento metodológico, tornando futuras buscas mais eficientes. Para tal, foi analisada a recorrência do conjunto de palavras-chave da busca no conjunto de palavras-chave utilizadas nos artigos selecionados. Também foi analisada a recorrência das palavras-chave nos artigos, no próprio conjunto. Assim, foi possível identificar, entre o conjunto de palavras-chave utilizadas na busca, aquelas que foram mais e menos eficazes. Simultaneamente, ao analisar o conjunto de palavras-chave realmente utilizadas nos artigos, é possível identificar as mais recorrentes e incluí-las no conjunto utilizado para a busca.

2.2.3. Análise das diretrizes do Ministério da Saúde

Este procedimento teve como objetivo analisar as diretrizes do Ministério da Saúde para a definição de municípios e regiões prioritárias no monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano e identificar possíveis oportunidades de aprimoramento teórico-metodológico. A partir dessa análise, será possível direcionar a proposição do IVCAA para preencher lacunas identificadas, com vistas a fortalecer o sistema de Vigilância em Saúde Ambiental e promover a proteção das populações expostas, com ênfase especial na água de abastecimento público.

A abordagem metodológica adotada consistiu em uma análise de conteúdo. Ela foi realizada conforme as ferramentas propostas por Bardin (2016). Sua aplicação foi realizada em três etapas, conforme Valle e Ferreira (2025): (i) pré-análise; (ii) exploração do material; e (iii) tratamento e interpretação dos resultados. Cada uma dessas etapas é detalhada nas seções seguintes.

2.2.3.1. Pré-análise

Nesta etapa, foram estabelecidos os conceitos e princípios que descrevem a análise de conteúdo. A análise partiu da hipótese de que existem lacunas teórico-

metodológicas nas diretrizes do Ministério da Saúde para o processo de priorização de municípios e regiões para o monitoramento da presença de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano no Brasil. Tais lacunas, quando identificadas, foram encaradas como oportunidades de complementação e exploradas na proposição do IVCAA.

O material bibliográfico analisado foi selecionado com base nos seguintes critérios: (i) ser uma publicação oficial do Ministério da Saúde ou por ele indicada; (ii) estar relacionado à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos; e (iii) conter orientações sobre a priorização de áreas, municípios ou regiões para a realização do monitoramento dessa contaminação. Dessa forma, chegou-se a um total de cinco documentos (Quadro 9).

Quadro 9 - Material considerado para a análise de conteúdo, seus respectivos objetivos e referências (continua)

Título	Objetivo	Referência
Diretrizes para o Monitoramento de Agrotóxicos em Água para Consumo Humano (DMAACH)	Orientar os técnicos da Vigilância em Saúde Ambiental (VSA) das Secretarias de Saúde dos estados, do Distrito Federal e dos municípios para a realização do monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano, priorizando populações vulneráveis a essa contaminação, com vistas a identificar fatores de risco à saúde e definir ações preventivas e corretivas.	Brasil (2024)
Diretrizes Nacionais para a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (DNVSPEA)	Fornecer subsídios para a efetivação e o avanço das ações integradas de prevenção, promoção, vigilância e atenção à saúde de populações expostas ou potencialmente expostas a agrotóxicos no Brasil.	Brasil (2017)

Fonte: Adaptado de Brasil, 2024, 2021, 2017, 2016, 2014.

Quadro 9 - Material considerado para a análise de conteúdo, seus respectivos objetivos e referências (continuação)

Título	Objetivo	Referência
Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (DNPAVQACH)	Orientar a elaboração e a implementação dos planos de amostragem da vigilância da qualidade da água para consumo humano, abordando o quantitativo mínimo de amostras, a frequência de amostragem, os parâmetros a serem analisados, bem como as orientações para a seleção dos pontos de coleta.	Brasil (2016)
Orientações Técnicas para o Monitoramento de Agrotóxicos na Água para Consumo Humano (OTMAACH)	Orientar os técnicos da Vigilância em Saúde Ambiental para a implantação do monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano, priorizando os municípios mais suscetíveis a essa contaminação, com vistas a identificar fatores de risco e definir ações preventivas e corretivas relacionadas à vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil.	Brasil (2014)
Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 (P888)	Alterar o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade	Brasil (2021)

Fonte: Adaptado de Brasil, 2024, 2021, 2017, 2016, 2014.

Também foi necessário definir os critérios a serem avaliados na análise do material. Tais critérios foram definidos com base no objetivo da análise, que é identificar lacunas teórico-metodológicas. Portanto, eles devem ser capazes de identificar limitações e potencialidades apresentadas no material. Cada critério buscou responder a uma pergunta que justifica sua inclusão na análise. Eles são os seguintes:

1. Indicadores para a priorização geográfica – O documento apresenta indicadores a serem considerados na seleção de municípios, regiões ou áreas prioritárias para o monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano? É importante destacar que os documentos apresentam essas informações de formas distintas e/ou sob outras denominações. Portanto, todas as informações

apontadas no material foram consideradas indicadores, nesse contexto específico, como subsídios a serem incorporados ao processo de priorização.

2. Multidimensionalidade dos indicadores – Quão abrangente é o conjunto de indicadores proposto nas Diretrizes do Ministério da Saúde diante da complexidade e das múltiplas interfaces do fenômeno da contaminação hídrica por agrotóxicos? Esse critério foi construído a partir da divisão do fenômeno da contaminação em dimensões que representam suas diversas interfaces. Foram definidas 4 dimensões: ambiental, agrícola, social e sanitária (Seção 2.2.1). O objetivo dessa divisão foi verificar se as orientações de priorização contidas nos documentos oficiais abrangem a diversidade de aspectos envolvidos nesse fenômeno ou se se limitam a áreas específicas do conhecimento.

3. Sugestão de bases de dados ou sistemas de informação – O documento recomenda bases de dados de acesso livre, disponibilizadas por órgãos públicos e instituições brasileiras ou estrangeiras, para a obtenção dos indicadores? Esse critério busca avaliar se os documentos apresentam subsídios que permitam aos interessados, conforme suas necessidades, levantar os dados relevantes para a priorização.

4. Inclusão de populações vulneráveis – As orientações do material reconhecem e incluem grupos sociais vulneráveis? Esse critério buscou avaliar se as orientações contidas nos documentos são inclusivas e consideram as vulnerabilidades específicas enfrentadas por alguns grupos diante da contaminação hídrica por agrotóxicos.

5. Complementariedade – O conteúdo das diretrizes é complementar entre si? Esse critério buscou avaliar se os documentos mencionam e/ou complementam uns aos outros. Isso permite determinar se há alguma hierarquia ou ordenação lógica entre as diretrizes. Assim, esse critério, em conjunto com os demais, auxiliou a compreender como as diretrizes têm avançado e se modificado ao longo do tempo.

2.2.3.2. Exploração do material

Uma vez definidos os preceitos da análise, procedeu-se à exploração do material. Os documentos selecionados abrangem diferentes assuntos relacionados à contaminação hídrica por agrotóxicos e, por isso, alguns trechos não são relevantes para a análise. Como alternativa para otimizar a leitura, a exploração do material foi dividida em dois procedimentos: (i) realização de uma leitura flutuante de todo o documento, com o objetivo de compreender seu contexto e identificar as partes possivelmente relevantes para a análise e/ou para a discussão dos resultados obtidos; e (ii) realização da análise de conteúdo, conforme os critérios pré-definidos, apenas nas seções do documento relacionadas à priorização geográfica para realização de monitoramento de agrotóxicos.

Para analisar os documentos, foi necessário codificá-los no software Atlas ti. Esse procedimento teve como objetivo marcar os dados relevantes à análise para defini-los e organizá-los. Para os critérios “1 - indicadores para a priorização” e “3 - sugestão de bases de dados ou sistemas de informação”, os trechos contendo as informações relevantes foram codificados com os nomes dos respectivos indicadores e das bases de dados e/ou dos sistemas de informação mencionados. Isso permitiu sua listagem e contabilização.

Para o critério “2 - multidimensionalidade”, os indicadores listados na análise do critério 1 foram classificados em quatro dimensões: ambiental, agrícola, social e sanitária. Dessa forma, foi possível verificar quais dimensões são enfatizadas e quais são omitidas em cada documento. Isso permitiu que as contribuições aos documentos fossem apresentadas de modo a promover o equilíbrio entre os diferentes fatores que influenciam a contaminação hídrica por agrotóxicos.

Para o critério “4 - inclusão de populações vulneráveis”, os trechos foram codificados conforme a população vulnerável e/ou o fator de vulnerabilidade a ela associado. Dessa forma, foi possível determinar se algum grupo e/ou fator de vulnerabilidade é enfatizado ou omitido.

Para o critério “5 - complementariedade”, foram analisados os trechos em que cada documento menciona algum dos demais documentos. Os trechos em que há menção foram codificados com o nome do documento mencionado. Dessa forma, foi

possível verificar a existência de conexões entre os documentos e identificar uma ordenação das diretrizes para priorização.

2.2.3.3. Tratamento e interpretação dos resultados

A etapa de tratamento e interpretação dos resultados teve como objetivo traduzir os achados obtidos na exploração do material em informações organizadas e sistematizadas, capazes de validar ou refutar a hipótese da análise. Para isso, os resultados obtidos com a codificação dos documentos foram organizados em uma tabela-síntese. Os resultados de cada critério, em cada documento, foram classificados conforme os seguintes valores: 0 – não atendido, quando o documento sequer menciona algo relacionado ao critério; 1 – parcialmente atendido, quando o critério é abordado de maneira incompleta ou superficial no documento; e 2 – totalmente atendido, quando o documento analisado aborda o critério de forma detalhada em relação aos demais.

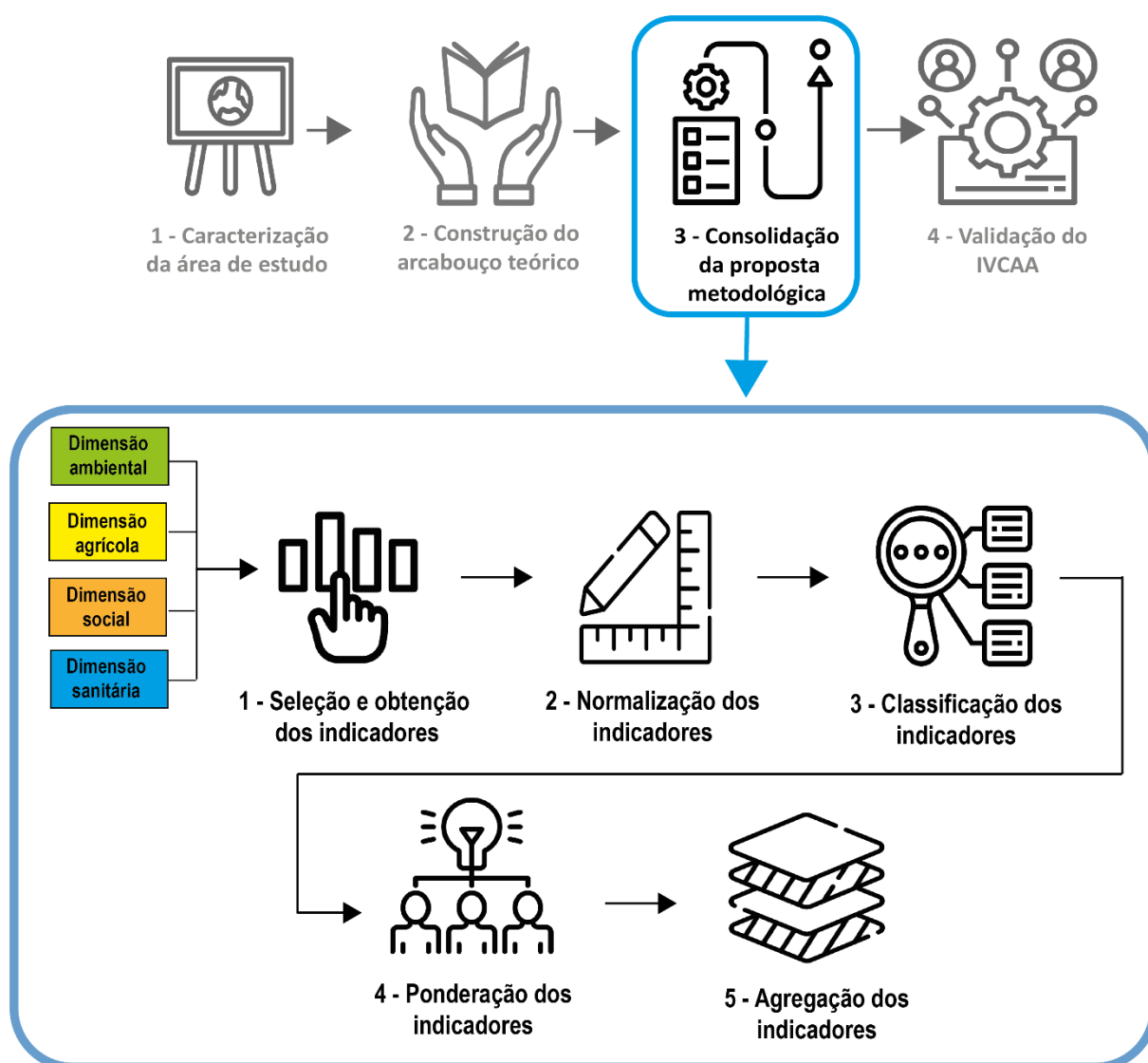
A partir do somatório dos valores atribuídos na classificação, foi possível identificar os documentos mais e os menos completos. Essa classificação, embora subjetiva, permitiu identificar potencialidades e limitações nas diretrizes. Também foi possível identificar quais critérios foram mais ou menos abordados nas diretrizes de modo geral. Os critérios com as maiores pontuações foram considerados pontos fortes e/ou potencialidades das diretrizes. Por sua vez, os critérios com pontuações menores foram considerados lacunas. Essas lacunas serviram para validar ou refutar a hipótese da pesquisa e tanto elas quanto os pontos fortes embasaram a proposição do IVCAA.

2.3. Consolidação da proposta metodológica

Esta etapa da pesquisa abrange a definição e realização dos procedimentos adotados para a construção e a aplicação do IVCAA. A proposta metodológica parte do arcabouço teórico previamente construído e das lacunas identificadas. O fluxo de

trabalho adotado nessa etapa foi adaptado dos documentos “Manual de Construção de Indicadores Compostos: metodologia e guia do usuário” (OCDE, 2008) e “Diretrizes para a produção de indicadores líderes, compostos e de sentimento” (ONU, 2019). Portanto, foram definidas as seguintes etapas: (i) seleção e obtenção dos dados; (ii) normalização dos dados; (iii) classificação dos dados; (iv) ponderação participativa dos dados; e (v) agregação dos dados (Figura 26).

Figura 26 - Procedimentos adotados na etapa de consolidação da proposta metodológica



Fonte: Adaptado de OCDE, 2008.

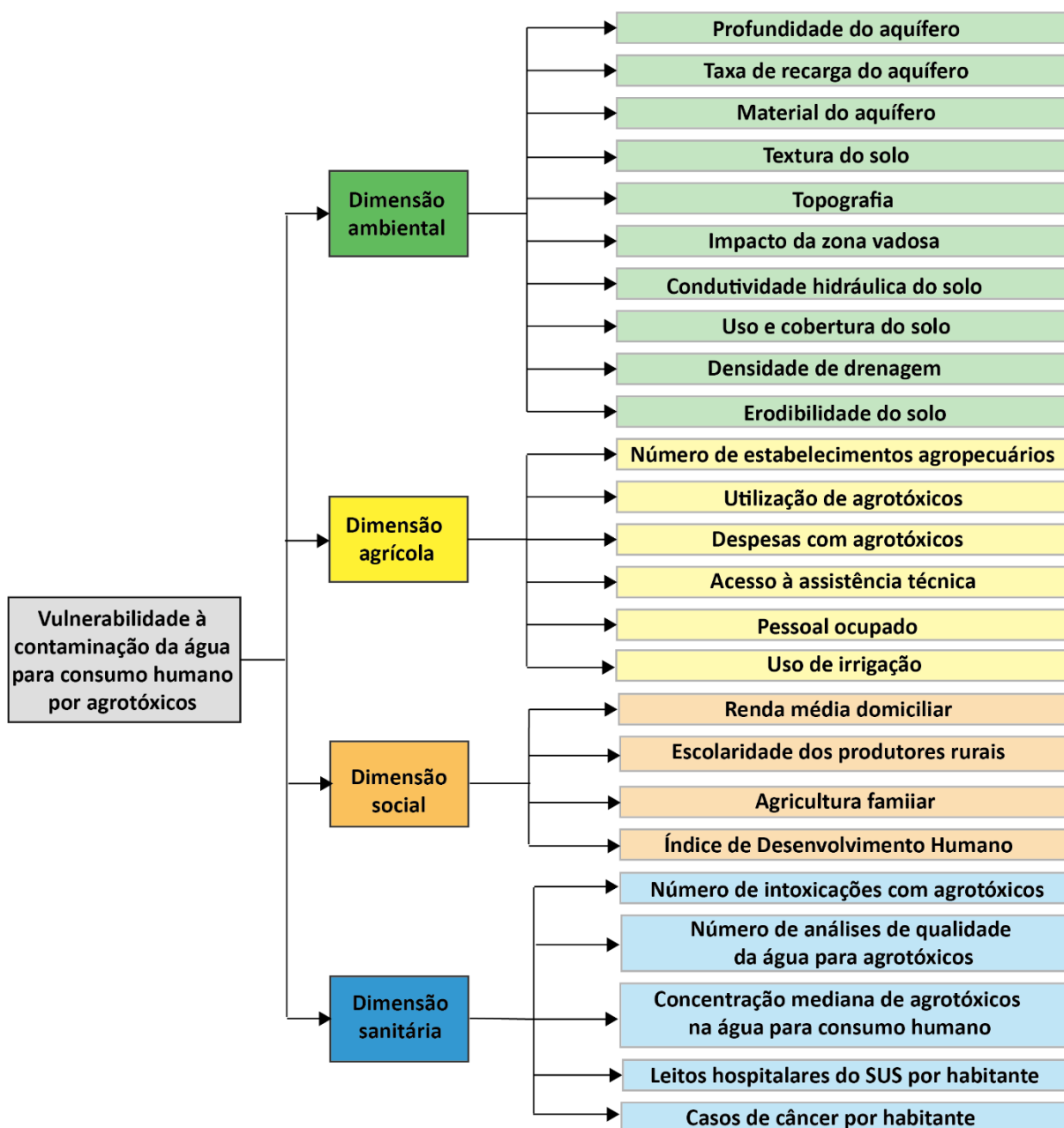
A construção do arcabouço teórico-metodológico, apresentada anteriormente, e a validação da proposta metodológica, apresentada mais adiante, também integram o conjunto de etapas do manual da OCDE (2008). Porém, foram apresentadas de forma independente. Optou-se por essa disposição do conteúdo para garantir fluidez e organização no trabalho. Portanto, nesta seção estão incluídos apenas os procedimentos relativos à etapa de consolidação da proposta metodológica. Os procedimentos adotados em cada uma delas são apresentados detalhadamente a seguir.

2.3.1. Seleção e obtenção dos indicadores

A seleção das variáveis para compor o IVCAA foi baseada na metodologia utilizada por Moreira *et al.*, (2023), que leva em conta: (i) a relevância dos indicadores evidenciada por meio da revisão sistemática da bibliografia, incluindo os resultados da etapa de construção do arcabouço teórico-metodológico; (ii) a disponibilidade de dados para a área do estudo de caso; e (iii) a adequação dos indicadores ao contexto do estudo.

Também foram incluídas as variáveis utilizadas no modelo DRASTIC-LU, identificado na etapa de revisão da bibliografia como o método mais utilizado para avaliar o risco de contaminação hídrica por agrotóxicos (Leite *et al.*, 2025). São eles: profundidade do nível d'água; taxa de recarga do aquífero; composição do aquífero; textura do solo; topografia; influência do material da zona vadosa; condutividade hidráulica do solo e uso e cobertura do solo. Assim, chegou-se a um conjunto de 25 indicadores pré-selecionados (Figura 27).

Figura 27. Indicadores pré-selecionados e dimensões nas quais foram agrupados para composição do IVCAA



Fonte: O autor, 2025.

Tendo em vista a tendência de priorização de fatores hidrogeológicos, sanitários e agrícolas e a consequente omissão de aspectos socioambientais, conforme evidenciado por Leite *et al.*, (2025), foi adotado um sistema de agrupamento dos indicadores, conforme as dimensões ambiental, agrícola, social e sanitária,

adaptado de Johnson, Scholes e Whittington (2008). Essa estratégia buscou ampliar o escopo da proposta do IVCAA, evitando uma concepção enviesada do problema.

Para cada indicador selecionado, foi definida uma premissa, adotada para justificar sua inclusão no estudo. Tais premissas foram definidas com base nos resultados da etapa de construção do arcabouço teórico. Apesar disso, elas são dotadas de alguma margem de subjetividade, fator inevitável nesse tipo de análise (Greco *et al.*, 2019). Na etapa de validação da proposta metodológica, realizou-se uma análise de regressão linear múltipla para avaliar a contribuição de cada indicador para os resultados obtidos com a aplicação do IVCAA no estudo de caso. Desta forma, foi possível avaliar se as premissas que levaram à inclusão dos indicadores são válidas ou não, o que permite uma discussão mais detalhada, baseada nas evidências obtidas.

Nas seções seguintes, são apresentados, conforme as dimensões em que se inserem, todos os indicadores selecionados para compor o IVCAA, bem como as premissas e hipóteses que justificam sua inclusão na pesquisa.

2.3.1.1. Dimensão ambiental

- Profundidade do aquífero: determina a profundidade que o contaminante deve percorrer desde a superfície do solo até alcançá-lo. Parte-se da premissa de que quanto maior a profundidade do aquífero, maior o tempo de contato do contaminante com o meio circundante e, assim, maior sua oportunidade de degradação (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*; 2024). Para estimá-lo, utilizou-se a profundidade final, em metros, de 7.184 poços artesanais distribuídos no território da área de estudo. Esses dados foram obtidos a partir da base de dados do Sistema de Informação de Águas Subterrâneas (SIAGAS) do Serviço Geológico Brasileiro (SGB) (SGB, 2025a). A partir das coordenadas dos pontos dos poços e dos valores de profundidade de cada um, foi realizada uma interpolação pelo método do Inverso da Distância Ponderada (IDP), tornando a profundidade uma variável distribuída continuamente por todo o território da área de estudo. No presente estudo, assumiu-se que, quanto mais profundos os poços, mais profundos estão os aquíferos e,

portanto, menos sujeitos à contaminação, devido à probabilidade de degradação do agrotóxico.

- Recarga do aquífero: representa a quantidade de água, por unidade de área e de tempo, que penetra na superfície do solo e atinge o lençol freático. Assume-se, neste indicador, a premissa de que quanto maior a taxa de recarga dos mananciais subterrâneos de uma área, maior o volume de água fluindo a partir da superfície do solo e, assim, maior a oportunidade de descolamento vertical e horizontal do contaminante (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Assim, áreas com maior taxa de recarga tendem a ser mais vulneráveis à contaminação hídrica por agrotóxicos. A taxa de recarga dos aquíferos para as Bacias PCJ foi estimada em 96,7 mm/a (PROFILL, 2019). Portanto, no presente estudo, considerou-se que, quanto maior a taxa de recarga do aquífero de um município, maior a vulnerabilidade de seu território à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- Material de formação do aquífero: refere-se ao tipo de formação rochosa, consolidada ou não, que compõe o aquífero. Esse indicador partiu da premissa de que a composição mineral, a granulometria e a porosidade do material rochoso afetam o potencial de movimentação e degradação do contaminante (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Para determinar a composição dos aquíferos da área de estudo, utilizou-se um arquivo vetorial da distribuição espacial dos domínios hidrogeológicos brasileiros, na escala de 1:2.500.000, disponibilizado pelo Serviço Geológico na base de dados GeoSGB (SGB, 2025b). No presente estudo, considerou-se que, quanto mais permeável o material de formação de um aquífero, maior a vulnerabilidade desse aquífero à contaminação por agrotóxicos.

- Textura do solo: esse indicador representa o teor de areia, silte e argila presentes no solo. Adotou-se, para ele, a premissa de que a proporção de areia, silte e argila no solo pode afetar o potencial de deslocamento e degradação do contaminante em sua matriz (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Para determinar a distribuição espacial dos tipos de solo presentes na área de

estudo e suas respectivas texturas, utilizou-se a base de dados do Mapeamento de Recursos Naturais (MRN) do IBGE (IBGE, 2018). Com base no MRN, foi obtido um arquivo shapefile da pedologia do território brasileiro, na escala de 1:250.000, datado de 2021. Esse arquivo foi, então, recortado ao território da Bacias PCJ. Considerou-se, no presente estudo, mais permeável o solo de um município, com base em sua textura, maior a vulnerabilidade do território ao contágio da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- Topografia: representa a variação da declividade da superfície do terreno. Assim, adotou-se a premissa de que a declividade de uma área está relacionada ao potencial de deslocamento do contaminante por escoamento superficial ou infiltração. No meio subterrâneo, a declividade também influencia o deslocamento por meio da velocidade do fluxo de água subterrânea (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Assim, no presente estudo, considerou-se que, quanto mais declivoso o relevo de um município, maior a vulnerabilidade de seu território à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Para a construção do indicador foram utilizados o modelo digital de elevação do Estado de São Paulo, disponibilizado pela Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL), na escala de 1:50.000 e resolução de 30 metros; e do Mapa Altimétrico do Estado de Minas Gerais, disponibilizado pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), na escala de 1:100.000 e resolução de 30 metros (SEMIL, 2025; SEMAD, 2023). Ambos os arquivos raster foram recortados no perímetro da área de estudo e, em seguida, unidos. Finalmente, foi calculada a declividade (em percentual) no território das bacias PCJ.

- Impacto da zona vadosa: representa a composição da zona parcialmente saturada de água e gases, localizada entre a superfície do solo e o lençol freático. Esse indicador parte da premissa de que o tipo de material da zona vadosa determina o potencial de deslocamento e de degradação do contaminante através de filtração mecânica, biodegradação, reações químicas e volatilização (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Para determinar esse parâmetro, utilizou-se o mesmo arquivo shapefile utilizado para determinar a composição do aquífero,

disponibilizado pelo Serviço Geológico do Brasil (SGB, 2025b). Considerou-se, no presente estudo, que, quanto maiores a permeabilidade e a capacidade de retenção do material de composição da zona vadosa, maior a vulnerabilidade do aquífero à contaminação por agrotóxicos.

- Condutividade hidráulica do solo: refere-se à capacidade do solo de transmitir água e de controlar o fluxo de água subterrânea. Parte da premissa de que a composição e textura do solo estão relacionadas ao potencial de transporte vertical e horizontal do contaminante em seu perfil (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Originalmente, este parâmetro referia-se à condutividade hidráulica do material de composição do aquífero, mas, devido à falta de dados, foi feita uma adaptação e assumiu-se a condutividade do solo. Para estimá-lo, os tipos de solo presentes na área de estudo (IBGE, 2018) foram agrupados conforme a classificação hidrológica dos solos proposta por Sartori (2004). Essa classificação divide os solos em 4 grupos hidrológicos (A, B, C e D) de acordo com suas taxas mínimas de infiltração em m/d. Desta forma, o valor de condutividade adotado para qualquer ponto da área de estudo foi a taxa mínima de infiltração do grupo hidrológico ao qual o solo pertence. Considerou-se, no presente estudo, que, quanto maior a condutividade hidráulica do solo de um município, maior a vulnerabilidade de seu território à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- Uso do solo: representa a variação espacial do uso do solo e da cobertura da superfície. Para determinar esse parâmetro, foi consultada a base de dados da série histórica de uso e cobertura do solo do Projeto MapBiomas (MapBiomas, 2024). O arquivo raster obtido na base de dados foi recortado ao perímetro da área de estudo. A seleção desse indicador foi realizada com base na premissa de que o uso e a cobertura do solo estão relacionados ao risco de contaminação e ao potencial de descolamento e degradação do contaminante (Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Tendo em vista a presença de áreas de cultivo na área de estudo, em especial de cana-de-açúcar, soja e milho, nas bacias PCJ, além de densas áreas urbanas, o uso do solo pode se tornar um fator de risco. Portanto, no presente estudo, considerou-se que, quanto maior a proporção do

território de um município com solos utilizados para fins considerados de risco, como a agricultura, áreas urbanizadas ou solos expostos, maior a vulnerabilidade de seu território à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- Erodibilidade do solo: é a capacidade do solo de resistir à erosão hídrica. Esse indicador foi obtido a partir do Mapa de Erodibilidade Hídrica dos Solos do Brasil, disponibilizado pela EMBRAPA Solos (EMBRAPA, 2020). O mapa classifica os solos brasileiros em cinco classes de erodibilidade: 1 - muito baixa; 2 - baixa; 3 - média; 4 - alta; e 5 - muito alta. Ele foi recortado ao território da área de estudo, mantendo seu sistema de classificação original. Sua seleção partiu da premissa de que a suscetibilidade de um solo à erosão hídrica está relacionada ao potencial de deslocamento ambiental de agrotóxicos associados aos seus sedimentos. Assume-se, assim, que solos com maior erodibilidade contribuem para que pesticidas, principalmente aqueles com maior tendência de adsorção ao sedimento, se desloquem vertical e horizontalmente em sua estrutura durante períodos de chuvas (Dinodé *et al.*, 2021; Rosso-Pinto *et al.*, 2023).

- Densidade de drenagem: representa o número de canais de escoamento em uma bacia hidrográfica por unidade de área (Hiruma; Troçano; Lopes, 1994). Esse indicador está relacionado ao grau de desenvolvimento da rede de drenagem de uma unidade territorial e à quantidade de canais disponíveis para o escoamento (Trajano *et al.*, 2012). A sua seleção partiu da premissa de que quanto maior a densidade de drenagem de uma área, maior a probabilidade dos contaminantes ali utilizados alcançarem corpos hídricos.

Para o cálculo da densidade de drenagem, foram utilizados o arquivo shapefile da malha municipal brasileira, disponibilizado pelo IBGE (IBGE, 2024), e o shapefile de drenagem do território brasileiro, disponibilizado na Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 da ANA (ANA, 2017). Calculou-se, então, a área (km²) de cada município inserido na área de estudo e o comprimento de drenagem (Km) contido em cada município. Com base nesses dados, foi empregada a seguinte equação (Trajano *et al.*, 2012):

$$Dd = Lt/A \quad (1)$$

Onde:

Dd – Densidade de drenagem (km/km²);

Lt – Comprimento de drenagem (km);

A – Área (km²).

2.3.1.2. Dimensão agrícola

- Número de estabelecimentos agropecuários: representa o total de estabelecimentos agropecuários por município. O termo estabelecimento agropecuário, segundo a metodologia adotada para elaborar o indicador, refere-se a toda unidade de produção/exploração dedicada, total ou parcialmente, a atividades agropecuárias, florestais e aquícolas, independentemente de seu tamanho ou de sua forma jurídica, com o objetivo de produção, seja para venda (comercialização da produção) ou para subsistência (sustento do produtor ou de sua família). Ele é disponibilizado na base de dados do Censo Agropecuário 2017 realizado pelo IBGE (IBGE, 2019). Foi feito o download do arquivo vetorial com os resultados do censo e, então, seu recorte aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ.

Esse indicador foi selecionado com base na premissa de que o número de estabelecimentos agropecuários em um município pode estar relacionado à probabilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos. Para isso, é importante avaliar o número de estabelecimentos agropecuários como reflexo da vocação agrícola de um município. Consequentemente, esse dado pode servir como indicativo de maior extensão de área sujeita à aplicação de agrotóxicos. Portanto, no presente estudo, considerou-se que, quanto maior o número de estabelecimentos agropecuários de um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- **Utilização de agrotóxicos:** indica o percentual de estabelecimentos agropecuários com declaração de uso de agrotóxicos em relação ao total de estabelecimentos agropecuários no município no ano de 2016. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ. A premissa que justificou a escolha desse indicador foi a de que o consumo de agrotóxicos em um município pode estar relacionado à probabilidade de contaminação hídrica no território. Portanto, assume-se que, quanto maior o percentual de estabelecimentos agropecuários que declaram fazer uso dessas substâncias, maior a probabilidade de contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos em seu território.

- **Despesas com agrotóxicos:** representa o percentual de participação dessas despesas na despesa total do estabelecimento agropecuário, por município. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ. Esse indicador foi escolhido com base na premissa de que a participação dos gastos com agrotóxicos na despesa total dos estabelecimentos agropecuários pode indicar maior ou menor consumo desses produtos e, consequentemente, afetar a probabilidade de ocorrência de contaminação hídrica. Assume-se, portanto, que quanto mais se gasta com agrotóxicos em um município, maiores as chances de contaminação da água destinada ao consumo humano em seu território.

- **Acesso à assistência técnica:** representa o percentual de estabelecimentos agropecuários com declaração de assistência técnica em relação ao total de estabelecimentos no município. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para

download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ.

A escolha desse indicador baseou-se na premissa de que o percentual de estabelecimentos agropecuários com acesso à assistência técnica em um município pode ser determinante para a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Para isso, considerou-se que produtores rurais que não contam com assistência técnica adequada tendem a não adotar todas as medidas de segurança necessárias para o manejo seguro de agrotóxicos, ignorando, por exemplo, as instruções técnicas dos rótulos dos produtos, as técnicas e os intervalos de segurança para a aplicação e o uso de EPI. Essas omissões podem levar ao uso desordenado, o que aumenta a probabilidade de contaminação. Portanto, no presente trabalho, foi definido que quanto menor o acesso dos produtores rurais de um município à assistência técnica, maior a vulnerabilidade à contaminação em seu território.

- **Pessoal ocupado:** representa a média de pessoal ocupado por estabelecimento, por município. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ. O IBGE define o pessoal ocupado como o total de trabalhadores, com ou sem laços de parentesco com o produtor. A escolha desse indicador baseou-se na premissa de que o número de pessoal ocupado em estabelecimentos agropecuários pode refletir a escala dos empreendimentos agrícolas de um município e o número de pessoas expostas a agrotóxicos no ambiente de trabalho. Portanto, considerou-se, no presente estudo, que, quanto maior o número de pessoas ocupadas nos estabelecimentos agropecuários de um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

- **Uso de irrigação:** esse indicador representa o percentual de estabelecimentos agropecuários com declaração de uso de irrigação em relação ao total de estabelecimentos no município. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ.

Sua seleção para compor o IVCAA baseou-se na premissa de que áreas agrícolas manejadas com sistemas de irrigação estão mais sujeitas à contaminação hídrica por agrotóxicos. Para isso, considerou-se que a utilização de irrigação pode amplificar o potencial de transporte de agrotóxicos por meio da lixiviação e do escoamento, o que também aumenta a probabilidade de contaminação hídrica. Portanto, no presente trabalho, considerou-se que, quanto maior a utilização de sistemas de irrigação nos estabelecimentos agropecuários de um município, maior a sua vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos.

2.3.1.3. Dimensão social:

- **Renda média:** representa o rendimento nominal mensal médio, em reais brasileiros (R\$), da população de um município. Para sua obtenção, foram consultados os resultados do Censo Demográfico Brasileiro do IBGE, realizado em 2010, disponibilizados no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) (IBGE, 2010). Buscaram-se, na base de dados, as informações sobre o rendimento domiciliar médio de cada um dos municípios inseridos, de forma total ou parcial, no território das bacias PCJ.

Esse indicador foi incluído no presente trabalho com base na premissa de que populações de baixa renda são mais vulneráveis aos efeitos negativos da contaminação hídrica por agrotóxicos. Essa premissa parte da perspectiva de que populações de baixa renda enfrentam um processo histórico de racismo ambiental, em que tendem a ocupar áreas com risco de contaminação e a contar com reduzida cobertura de serviços de saneamento e de saúde básica. Tais fatores podem ser

determinantes para a vulnerabilidade de uma população aos efeitos negativos decorrentes do consumo de água contaminada, bem como para sua resiliência e capacidade de resposta a esses efeitos. Portanto, no presente estudo, considerou-se que, quanto menor a renda média domiciliar de um município da área de estudo, maior a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos em seu território.

- **Escolaridade dos produtores rurais:** representa o percentual de produtores, em relação ao total no município, cujo curso escolar mais elevado corresponde, no máximo, ao ensino fundamental. Estão incluídos: classe de alfabetização – CA, alfabetização de jovens e adultos – AJA, antigo primário (elementar), regular do ensino fundamental ou 1º grau, educação de jovens e adultos – EJA e supletivo do ensino fundamental ou do 1º grau. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ.

Esse indicador foi selecionado para o presente estudo com base na premissa de que produtores rurais com baixa escolaridade tendem a desconhecer ou negligenciar, ainda que involuntariamente, as boas práticas de manejo de agrotóxicos. Para isso, é necessário reconhecer a educação como um fator determinante para a compreensão dos riscos decorrentes do uso inseguro de agrotóxicos, bem como das orientações técnicas de segurança e de proteção coletiva e individual. Nesse contexto, a educação é, conseqüentemente, determinante para a probabilidade de que os produtores rurais contribuam para a contaminação da água para consumo humano e também para que se exponham diretamente a essas substâncias. Portanto, assume-se, no presente estudo, que quanto maior a proporção de produtores rurais com baixo nível de escolaridade em um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos em seu território.

- **Agricultura familiar:** representa o percentual de estabelecimentos agropecuários classificados como agricultura familiar em relação ao total de estabelecimentos agropecuários no município. Esse indicador foi obtido a partir da base de dados do Censo Agropecuário 2017, realizado pelo IBGE, disponível para

download no formato shapefile (IBGE, 2019). O arquivo original abrange todos os municípios brasileiros e, portanto, foi recortado aos limites dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ.

A premissa que sustenta a escolha desse indicador é a de que pequenos agricultores familiares, em muitos casos, enfrentam vulnerabilidades socioeconômicas como baixa escolaridade e renda, além da falta de infraestrutura agrícola adequada para o manejo seguro de agrotóxicos. Esses fatores podem determinar, ao mesmo tempo, a probabilidade de que os produtores contribuam, ainda que de forma não intencional, para a contaminação hídrica por agrotóxicos, sua fragilidade diante dos efeitos decorrentes dessa contaminação e também sua capacidade de resposta a essa ameaça. Portanto, considerou-se que quanto maior a presença de estabelecimentos agropecuários classificados como de agricultura familiar em um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos em seu território.

- Índice de Desenvolvimento Humano (IDH): é uma medida resumida do progresso a longo prazo em três dimensões básicas do desenvolvimento humano – vida longa e saudável; acesso ao conhecimento e padrão de vida digno (ONU, 2024). Sua construção baseia-se em indicadores de saúde, educação e renda. Foram realizadas consultas à base de dados do projeto ATLASBRASIL (2025) para obter o IDH de cada um dos municípios inseridos, total ou parcialmente, nas bacias PCJ. A seleção desse indicador partiu da premissa de que populações menos desenvolvidas estão mais vulneráveis à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos e aos seus efeitos. Essa premissa se baseia nos conceitos do racismo ambiental, que evidenciam a relação entre desigualdade social e exposição à degradação ambiental. Portanto, no presente estudo, considera-se que, quanto menor o IDH de um município, maior é sua vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos.

2.3.1.4. Dimensão sanitária

- Número de intoxicações: representa o número médio de intoxicações agudas por agrotóxicos de uso agrícola, por município. Ele foi obtido na base de dados DATA-SUS do Ministério da Saúde (Ministério da Saúde, 2025a). Foram realizadas consultas à base de dados para verificar o número de intoxicações deste tipo registradas entre 2012 e 2024 em cada um dos municípios inseridos, total ou parcialmente, no território das bacias PCJ. A partir desses dados foi possível calcular o número médio de intoxicações registradas em cada município.

No presente trabalho, esse indicador foi selecionado com base na premissa de que o número de intoxicações por agrotóxicos registradas em um município pode estar associado, em algum nível, ao uso inseguro e à ocorrência de contaminação hídrica em seu território. Portanto, considerou-se que, quanto maior o número de intoxicações por agrotóxicos, maior a probabilidade de que essas substâncias não estejam sendo utilizadas de forma segura, o que pode levar à contaminação da água destinada ao consumo humano. Dessa forma, o indicador busca refletir a vulnerabilidade de uma área diante da possibilidade de exposição e de intoxicação de sua população por agrotóxicos, por meio da contaminação da água.

- Número de análises de qualidade da água para consumo humano realizadas para agrotóxicos: representa o número médio de análises de qualidade da água para consumo humano realizadas pelos responsáveis pelas soluções e sistemas de abastecimento público dos municípios das bacias PCJ entre 2014 e 2024.

Esse indicador foi construído a partir de consultas à base de dados do SISAGUA (Ministério da Saúde, 2024) para obter informações sobre as análises de qualidade da água para consumo humano realizadas para o monitoramento, na modalidade controle semestral, nos sistemas e soluções de abastecimento público dos 77 municípios inseridos no território da área de estudo. Foram consideradas todas as análises realizadas para os parâmetros enquadrados como agrotóxicos entre 2014 e 2024. A partir desses dados, calculou-se o número de análises realizadas por ano

em cada município. Em seguida, foi feito um somatório para obter o total de análises realizadas por município durante o período.

A premissa que justifica a escolha desse indicador é a de que o número de análises de qualidade da água destinada ao consumo humano realizadas em um município pode ser um reflexo do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos em seu território. Portanto, implica assumir que o número de análises realizadas em um município resulta de um processo decisório baseado na avaliação do risco de contaminação em seu território, e não de outros fatores desconhecidos. Para isso, considerou-se a existência de diretrizes e previsões legais que estabelecem a priorização geográfica como um dos processos prévios necessários ao monitoramento. Portanto, no presente estudo considerou-se que, quanto maior o número de análises de qualidade da água de consumo humano para detecção de agrotóxicos realizadas em um município, maior a vulnerabilidade a esse tipo de contaminação em seu território.

- Concentração mediana de agrotóxicos na água para consumo humano: representa a concentração mediana de agrotóxicos ($\mu\text{g/l}$) na água para consumo humano conforme dados oficiais de monitoramento. Para a sua obtenção, foi realizada uma busca na base de dados SISAGUA (Ministério da Saúde, 2024) por dados referentes às análises de qualidade da água para consumo humano realizadas no monitoramento de controle semestral nos sistemas e soluções de abastecimento público dos 76 municípios inseridos no território da bacia entre os anos de 2014 e 2024. Todas as análises com resultado quantificado inferior ou igual a zero, inconclusivas ou abaixo do valor de detecção, realizadas nesse período, foram descartadas. Portanto, foram consideradas apenas as análises com resultado quantificado superior a zero.

A partir desses dados, calculou-se, para cada município, a concentração mediana anual de agrotóxicos na água de consumo humano entre 2014 e 2024. A partir das concentrações médias anuais de cada município, calculou-se, para cada um deles, a concentração mediana no período. É importante destacar que não houve diferenciação entre os agrotóxicos presentes nas análises. Portanto, o valor mediano considera todas as concentrações de todos os agrotóxicos identificados em cada município no período analisado.

A seleção desse indicador parte da premissa de que uma maior concentração de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano em um município é reflexo da ocorrência de contaminação hídrica em seu território. Apesar desse indicador representar um momento em que a contaminação já ocorreu, ele pode ser determinante para a probabilidade de exposição da população local à água contaminada. Portanto, considerou-se que quanto maior a concentração mediana de agrotóxicos na água fornecida à população de um município, maior a vulnerabilidade dessa população à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos.

- Leitos hospitalares do SUS por habitante: representa a proporção de leitos hospitalares gerenciados pelo SUS por habitante de um município. Para a sua obtenção, foi consultada a base de dados DATA-SUS (Ministério da Saúde, 2025b). Foi determinado, a partir dessa consulta, o número de leitos hospitalares de internação gerenciados pelo SUS em cada município inserido, de forma total ou parcial, no território das bacias PCJ entre os anos de 2018 e 2024. Calculou-se, então, o número médio de leitos hospitalares disponibilizados pelo sistema público de saúde em cada município. Para inserir nesse indicador a relação entre oferta e demanda de leitos hospitalares, considerou-se o número de habitantes de cada município em 2024 (IBGE, 2024). Seu cálculo foi realizado a partir da seguinte equação:

$$LS = \frac{\sum_{t=2018}^{2023} L_{i,t}}{6 \cdot P_{i2024}} \quad (2)$$

Onde:

LS = Leitos hospitalares do SUS por habitante

$L_{i,t}$ = Leitos hospitalares do SUS no município i no ano t

P_{i2024} = População do município i no ano de 2024

6 = Número de anos no período analisado

Esse indicador parte da premissa de que a quantidade de leitos hospitalares do SUS disponíveis em um município está relacionada à sua vulnerabilidade diante da contaminação hídrica por agrotóxicos. A sua inclusão no presente estudo foi realizada com a intenção de refletir a resiliência e/ou a capacidade de resposta da população frente aos efeitos decorrentes da contaminação, o que limita seu acesso a atendimento de saúde gratuito e adequado. Assim, assume-se que quanto maior a escassez de leitos hospitalares públicos, maior a vulnerabilidade de uma população aos efeitos adversos à saúde decorrentes da contaminação hídrica por agrotóxicos.

- Casos de câncer por 100 mil habitantes: representa o número médio de casos de câncer registrados na população de um município, por 100 mil habitantes, entre 2013 e 2024. Esse indicador foi construído com base em dados da base de dados DATASUS (Ministério da Saúde, 2025c).

Para sua construção, foi obtido, na base de dados, o total anual de casos com diagnóstico de câncer, para todos os municípios inseridos no território das bacias PCJ, entre 2013 e 2024. Dessa forma, foi possível calcular o número médio de casos de câncer registrados por município. Contudo, municípios mais populosos podem ter um maior número de pessoas com diagnóstico de câncer, sem que isso represente, necessariamente, uma maior parcela da população. Portanto, o número médio de casos de câncer registrados em cada município foi dividido pelo respectivo número de habitantes (IBGE, 2024). Dessa forma, foi possível obter o número de casos de câncer por 100 mil habitantes. Foi utilizada a seguinte equação:

$$CC = \frac{\sum_{t=2013}^{2024} C_{i,t}}{12 \cdot P_{i2024}} \times 100.000 \quad (3)$$

Onde:

CC = Indicador leitos hospitalares do SUS por habitante

$C_{i,t}$ = Casos de câncer no município i no ano t

P_{i2024} = População do município i no ano de 2024

12 = Número de anos no período analisado

É importante destacar que, para a contabilização dos casos, foi considerado o município de residência da pessoa que recebeu o diagnóstico, independentemente de onde se localize o estabelecimento de saúde responsável pelo diagnóstico. No Brasil, é comum que moradores de municípios pequenos necessitem se deslocar a outros municípios e até a outros estados para realizar exames mais complexos (Gonçalves *et al.*, 2020). Portanto, essa preferência nas buscas visou permitir a contabilização dos casos de câncer que acometeram a população de um município, tendo este município, ou não, estabelecimentos de saúde capazes de realizar o diagnóstico.

A seleção desse indicador parte da premissa de que o número de casos de câncer observados na população de um município pode estar relacionado à contaminação hídrica por agrotóxicos em seu território. Para isso, é necessário assumir que tais substâncias, em muitos casos, têm potencial carcinogênico, conforme aponta a literatura científica. Esse indicador busca refletir, assim, a vulnerabilidade da população da área de estudo diante da possibilidade de agravos à saúde, como o câncer, decorrentes da contaminação da água por agrotóxicos em seu território. Portanto, no presente estudo, considerou-se que, quanto maior o número de casos de câncer por 100 mil habitantes em um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos em seu território.

2.3.2. Normalização dos indicadores

Os indicadores selecionados para compor o IVCAA utilizam diferentes escalas e unidades de medida e, por isso, foi necessário padronizá-los por meio de um procedimento de normalização. Esse processo facilita a análise dos dados e contribui para a comunicação dos resultados. O método de normalização utilizado foi o Min-max, conforme Moreira, Brito e Kobiyama (2021). Esse procedimento realiza o reescalonamento dos valores a partir da equação abaixo, em uma escala de 0 (menor valor) a 1 (maior valor).

$$Y_{in} = \frac{X_{in} - \min(X_{in})}{\max(X_{in}) - \min(X_{in})} \quad (4)$$

Onde:

Y_{in} – Indicador normalizado;

X_{in} – Valor do indicador;

Max – Valor máximo do indicador;

Min – Valor mínimo do indicador.

2.3.3. Classificação dos indicadores

Para que os indicadores permitam aferir o que representam, pode ser necessário classificar seus valores. Portanto, esta etapa teve como objetivo enquadrar os resultados de cada indicador em classes que representam maior ou menor contribuição para a vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos. Os indicadores profundidade do aquífero, recarga do aquífero, material do aquífero, textura do solo, topografia, impacto da zona vadosa, condutividade do solo e uso e cobertura do solo já possuem classificações específicas conforme o modelo DRASTIC-LU (Aller *et al.*, 1987; Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024). Essa classificação é apresentada detalhadamente mais adiante.

Contudo, a metodologia de classificação do modelo DRASTIC-LU adota valores de 1 a 10. Na proposta do presente trabalho, porém, adotou-se uma escala de 1 a 5. Essa escolha constitui uma tentativa de simplificar a análise dos resultados ao manter uma variação menor entre os resultados obtidos. Assim, foi necessário elaborar uma nova classificação para essas variáveis. A reclassificação desses dados foi realizada por meio de agrupamentos equidistantes e coerentes, de modo a manter a representatividade dos níveis de avaliação e evitar distorções na interpretação dos dados (Okura, 2008). No Quadro 10, é descrito o agrupamento adotado para a reclassificação.

Quadro 10 - Reclassificação adotada para os valores originais das classes do modelo DRASTIC-LU

Classificação no DRASTIC-LU	Classificação no IVCAA
1 e 2	1 – Muito baixa vulnerabilidade
3 e 4	2 – Baixa vulnerabilidade
5 e 6	3 – Média vulnerabilidade
7 e 8	4 – Alta vulnerabilidade
9 e 10	5 – Muito alta vulnerabilidade

Fonte: O autor, 2025.

No caso do indicador de declividade, o modelo DRASTIC-LU considera áreas de relevo plano como mais vulneráveis. Isso pode ser atribuído ao enfoque do modelo, que é a contaminação da água subterrânea, em que a infiltração exerce maior influência. Porém, nas bacias PCJ, o abastecimento público utiliza majoritariamente mananciais superficiais. Portanto, optou-se por utilizar a classificação proposta por Ross e Sanches (1994). Nesse esquema, áreas com maior declividade são consideradas mais vulneráveis devido à maior influência do escoamento na contaminação hídrica.

Para os demais indicadores, foi utilizado o método de classificação em quebras naturais de Jenks. Tal método foi selecionado por se mostrar mais eficaz em comparação com outras metodologias disponíveis para a mesma finalidade (Moreira; Brito; Kobiyama, 2021). Esse método consiste na identificação de pontos em que ocorre uma mudança significativa na distribuição dos valores da variável. Para isso, o algoritmo de Jenks testa diferentes combinações de agrupamento dos dados para encontrar a solução que minimiza a soma das variâncias em cada grupo (Sclocum *et al.*, 2022). A classificação adotada para cada indicador está detalhada no Quadro 11.

Quadro 11 - Sistema de classificação adotado para o conjunto de indicadores pré-selecionado para compor o IVCAA. “-”: valor não ocorre (continua)

Classificação					
Indicador	1	2	3	4	5
Profundidade do aquífero	>22,9m	22,9m a 15,2m	15,2m > 9,1m	9,1m a 4,6m	4,6m a 1,5m
Taxa de recarga do aquífero	-	-	97,6 mm/a	-	-
Material de formação do aquífero	-	Rochas metamórficas e ígneas, alteradas ou não	Arenito, Calcário e argilito estratificados	-	-
Textura do Solo	Solo orgânico	Solo argiloso	Solo de transição arenoso-argiloso, solo arenoso médio	Solo arenoso e solo cascalhento médio	-
Declividade	0 a 2%	2 a 5%	5 a 15%	15 a 30%	>30%
Impacto da zona vadosa	Granito	Rochas metamórficas/ígneas	Rochas sedimentares	Arenito e cascalho	-
Condutividade hidráulica do solo	0,30 a 0,17m/d	-	-	-	-
Uso do solo	Corpo hídricos, formações florestais, savânicas, campestres e pastagens	-	Silvicultura	Mineração, mosaico de usos	Áreas de lavoura, solo exposto e áreas urbanizadas
Densidade de drenagem	0 a 0,10	0,36 a 0,53	0,53 a 0,68	0,68 a 0,83	0,83 a 1
Erodibilidade	0 a 0,20	0,20 a 0,40	0,53 a 0,66	0,66 a 0,8	0,8 a 1
Nº de estabelecimentos agropecuários	0 a 0,09	0,9 a 0,2	0,20 a 0,34	0,34 a 0,59	0,59 a 1

Fonte: O autor, 2025.

Quadro 11 - Sistema de classificação adotado para o conjunto de indicadores pré-selecionado para compor o IVCAA. “-” valor não ocorre (continuação)

Uso de agrotóxicos	0 a 0,17	0,17 a 0,39	0,39 a 0,56	0,56 a 0,79	0,79 a 1
Despesa com agrotóxicos	0 a 0,13	0,13 a 0,25	0,25 a 0,41	0,41 a 0,66	0,66 a 1
Pessoal ocupado	0 a 0,19	0,19 a 0,28	0,28 a 0,43	0,43 a 0,62	0,62 a 1
Acesso à assistência técnica	0,65 a 1	0,50 a 0,65	0,34 a 0,50	0,17 a 0,34	0, a 0,17
Uso de irrigação	0 a 0,06	0,06 a 0,22	0,22 a 0,35	0,35 a 0,61	0,61 a 1
Renda média domiciliar	1 a 0,68	0,68 a 0,48	0,48 a 0,34	0,34 a 0,16	0,16 a 0
Escolaridade dos produtores rurais	0 a 0,39	0,39 a 0,56	0,56 a 0,68	0,68 a 0,77	0,77 a 1
Agricultura familiar	0	0,01 a 0,56	0,56 a 0,72	0,72 a 0,83	0,83 a 1
IDH	1 a 0,72	0,72 a 0,55	0,55 a 0,40	0,40 a 0,21	0,21 a 0
Nº de análises realizadas para agrotóxicos	0 a 0,06	0,06 a 0,16	0,17 a 0,32	0,32 a 0,56	0,56 a 1
Concentração mediana de agrotóxicos na água para consumo humano	0 a 0,0006	0,0006 a 0,002	0,002 a 0,01	0,01 a 0,10	0,10 a 1
Número de intoxicações com agrotóxicos	0 a 0,02	0,03 a 0,08	0,13 a 0,26	0,35 a 0,52	1
Número de casos câncer	0 a 0,17	0,17 a 0,25	0,25 a 0,35	0,35 a 0,56	0,56 a 1
Leitos do SUS	1	1 a 0,39	0,39 a 0,16	0,16 a 0,08	0,02 a 0

Fonte: O autor, 2025.

2.3.4. Ponderação participativa dos indicadores

A definição dos valores de importância para os indicadores pré-selecionados e para as dimensões que compõem o fenômeno estudado foi realizada por meio de um processo participativo. Os procedimentos metodológicos adotados foram baseados em Moreira *et al.*, (2023) e tiveram como objetivo principal reduzir a margem de subjetividade deste tipo de análise (Donohoe; Needham, 2009). Para isso, buscou captar o julgamento de profissionais e especialistas interessados ou envolvidos na temática da pesquisa a respeito das variáveis selecionadas para compor o IVCAA.

Os participantes desse processo foram selecionados com base em (i) seu conhecimento sobre agricultura, agrotóxicos e/ou contaminação hídrica e gestão de recursos hídricos, adquirido por experiência ou educação, (ii) sua familiaridade e/ou envolvimento com a área de estudo e (iii) seu interesse pela temática da pesquisa. Os participantes foram convidados por e-mail ou WhatsApp, por meio da metodologia bola de neve, em que um grupo inicial é contatado diretamente pelos responsáveis pela pesquisa e, a partir disso, a amostra tende a se expandir, uma vez que um participante pode indicar outros (Atkinson; Flint, 2001; Vinuto, 2014).

Aos participantes que aceitaram participar da pesquisa, foi solicitado que preenchessem um formulário digital aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade do Estado do Rio de Janeiro no processo nº 90574825.9.0000.5282. Tal formulário buscou captar (i) informações gerais sobre os participantes, como setor profissional (por exemplo, universidades, órgãos governamentais, companhias privadas, entre outros), área de formação e nível de escolaridade; (ii) os valores de importância atribuídos aos indicadores ambientais, agrícolas, sociais e sanitários e a cada uma dessas dimensões; (iii) a inclusão ou exclusão de indicadores.

Para mensurar a importância média de cada indicador, foi necessário que os participantes julgassem a relevância das variáveis pré-selecionadas, avaliando cada uma em relação às demais. Também foi considerada a possibilidade de sugerir a exclusão ou a inclusão de variáveis. Assim, os participantes deveriam atribuir valores de importância para cada indicador conforme uma escala de 1 a 5, conforme a seguinte classificação:

- 1 – Irrelevante (sugere a exclusão da variável);
- 2 – Pouco importante;
- 3 – Moderadamente importante;
- 4 – Importante;
- 5 – Muito importante;

Assim, foi calculado, para cada indicador, o somatório de todos os valores de importância recebidos e, em seguida, realizou-se sua divisão pelo número de julgamentos recebidos. Desta forma, foi possível obter o valor médio de cada indicador. Esse valor permitiu realizar uma triagem para determinar quais indicadores podem ser excluídos da análise. Foram excluídos, nesse procedimento, os indicadores que receberam uma importância média de 1.

Também foi permitido aos participantes indicar novos indicadores que julgassem importantes. A inclusão ou não dos indicadores sugeridos foi ponderada pelo responsável pela pesquisa, considerando a disponibilidade de informações e de tempo para a inclusão na análise.

Em uma segunda etapa, foi solicitado aos participantes que avaliassem a relevância das dimensões (ou áreas de conhecimento) em que os indicadores foram agrupados. Nessa etapa, não foi permitido sugerir a exclusão ou a inclusão de dimensões na análise. O esquema de classificação empregado para julgar as dimensões foi o mesmo utilizado para julgar os indicadores, portanto, de 1 – Irrelevante a 5 – Muito importante. Após os participantes terem respondido ao formulário, calculou-se o valor médio de importância de cada uma das dimensões. Para esse cálculo, foi utilizado o mesmo processo empregado no cálculo do valor de importância dos indicadores.

2.3.5. Agregação dos indicadores

Para a composição do IVCAA, as variáveis foram agregadas por meio de somatórios ponderados, com base na metodologia adotada por Moreira *et al.*, (2023). Inicialmente, os indicadores de cada dimensão foram agregados entre si, com base nos pesos de importância definidos na etapa de ponderação. Chegou-se, assim, a um valor de IVCAA para cada dimensão (ambiental, agrícola, social e sanitária). Nessa primeira etapa de agregação, foi proposta a seguinte equação:

$$IVCAA_d = \frac{\sum_{i=1}^{Nd} X_{di} W_{di}}{\sum_{i=1}^{Nd} W_{di}} \quad (5)$$

Onde:

ICVAAd – Índice de vulnerabilidade da dimensão;

Nd – Número de indicadores na dimensão d;

Xdi – Valor do indicador i na dimensão d;

Wdi – Peso do indicador i na dimensão d;

Os resultados desses cálculos são valores de IVCAA que representam a vulnerabilidade dos municípios inseridos na área de estudo conforme os aspectos específicos de cada dimensão. Com valores que variam de 0 a 5. Uma vez calculado o IVCAA para cada dimensão, foi possível agregá-los para compor a versão final. Essa agregação foi realizada a partir da seguinte equação:

$$IVCAA = \frac{\sum_{d=1}^4 vd \times IVCAAd}{\sum_{d=1}^4 vd} \quad (6)$$

Onde:

d – Dimensões ambiental agrícola, social e sanitária;

vd – Peso atribuído à dimensão;

IVCAAd – Valor IVCAA da dimensão;

O resultado do segundo cálculo é o final do IVCAA, que representa a vulnerabilidade à contaminação da água de consumo humano, com base nos aspectos relativos às dimensões ambiental, agrícola, social e sanitária. Seus valores podem variar de 0 a 5 e se distribuem de forma contínua no território da área de estudo. Essa distribuição contínua se deve, principalmente, à observada em alguns indicadores da dimensão ambiental.

Para facilitar a interpretação dos resultados e tornar a análise mais simples, foram adotadas algumas medidas. A primeira delas foi a definição do IVCAA médio municipal como medida oficial para avaliar a vulnerabilidade dos municípios. Esse valor representa a média dos valores de IVCAA (conforme a distribuição contínua) atribuídos aos pixels inseridos no território de cada município. Ele foi definido para representar um valor único que, de forma geral, reflita a realidade do território de um município. A segunda medida adotada foi a utilização de um sistema fixo de classificação dos valores de IVCAA. Assim, foram estabelecidas 5 classes de vulnerabilidade (Quadro 12).

Quadro 12 - Sistema de classificação fixa proposto para interpretação dos resultados do IVCAA

Classe de vulnerabilidade	Valores	Cor
1 – Muito baixa	0 – 1,49	
2 – Baixa	1,50 – 2,49	
3 – Moderada	2,50 – 3,49	
4 – Alta	3,50 – 4,49	
5 – Muito alta	4,50 – 5,0	

Fonte: O autor, 2025.

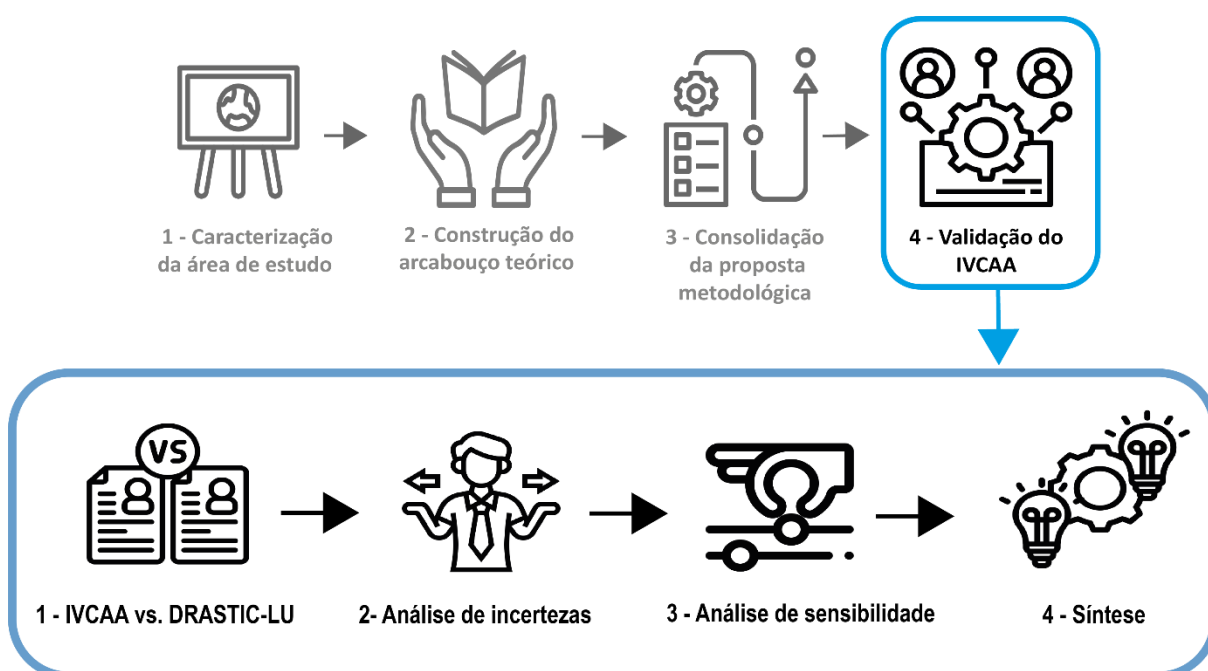
É importante destacar, porém, que o sistema de classificação fixa, ao unir uma determinada faixa de valores em uma única classe, pode causar perda de detalhamento na variação dos valores. Isso pode dificultar a identificação de municípios mais ou menos vulneráveis em casos em que não ocorram classes de elevada vulnerabilidade, como a 4 e a 5. Portanto, como alternativa a essa situação, também foi estabelecido o percentil de 95% dos valores médios municipais de IVCAA como ponto de corte para a priorização dos municípios. A partir desse valor, foi possível identificar os municípios que representam os 5% mais vulneráveis à contaminação. Essa alternativa possibilitou a avaliação da vulnerabilidade de forma independente do sistema de classificação fixa, que, nesse caso, pode funcionar como medida geral da amplitude da vulnerabilidade da área de estudo.

No presente trabalho, os resultados foram apresentados tanto em valores contínuos quanto em valores médios municipais, bem como por meio do sistema de classificação fixa. O percentil de 95% foi aplicado apenas aos resultados do cálculo final do IVCAA. O intuito dessas alternativas não foi estabelecer uma única forma de apresentação e interpretação dos resultados, mas sim avaliar as possibilidades e identificar suas potencialidades e limitações. Dessa forma, espera-se gerar um refinamento da proposta metodológica, com base no aprendizado obtido a partir da análise dos resultados do IVCAA.

2.4. Validação da proposta metodológica

O procedimento metodológico adotado para a validação dos resultados obtidos com o IVCAA foi realizado em 4 etapas: (i) avaliação da diferença e da correlação entre os resultados do IVCAA e os do modelo DRASTIC-LU; (ii) análise de incerteza; (iii) análise de sensibilidade; e (iv) síntese do processo de validação (Figura 28).

Figura 28 - Etapas adotadas para validação da proposta metodológica do IVCAA



Fonte: O autor, 2025.

A primeira etapa teve como objetivo verificar se a adição de novos indicadores e as distinções no método de agregação foram suficientes para tornar o IVCAA e o modelo DRASTIC-LU ferramentas distintas. A segunda etapa buscou avaliar a robustez da proposta metodológica do IVCAA diante de fatores subjetivos que podem gerar incerteza na sua aplicação. A terceira etapa, por sua vez, avalia internamente o IVCAA, mensurando a contribuição de cada um dos indicadores e dimensões pré-selecionados para os resultados obtidos. A quarta etapa buscou sintetizar os principais resultados obtidos e destacar os pontos relevantes para a validação do

IVCAA. Espera-se, assim, promover o aprimoramento metodológico da proposta do IVCAA. Todos os procedimentos adotados são descritos nas subseções a seguir.

2.4.1. IVCAA vs. DRASTIC-LU

2.4.1.1. Aplicação do modelo DRASTIC-LU

Na etapa de construção do arcabouço teórico, o modelo DRASTIC-LU foi apontado como o método mais utilizado para identificação de áreas de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. Por isso, foi selecionado para a etapa de validação da proposta do IVCAA. Apesar de focar no risco de contaminação da água subterrânea, as variáveis do modelo serviram de base para a construção da proposta de IVCAA. Isso se deu pelo fato da proposta focar na água de consumo humano, independentemente de sua origem (superficial ou subterrânea).

O DRASTIC-LU leva em conta os seguintes parâmetros: (D) profundidade do nível d'água; (R) taxa de recarga do aquífero; (A) composição do aquífero; (S) textura do solo; (T) topografia (declividade); (I) influência do material da zona vadosa; (C) condutividade hidráulica do solo; e (LU) uso do solo. Os conceitos e premissas de cada parâmetro foram descritos anteriormente na seção 2.3.1.

Os oito parâmetros foram classificados conforme sua contribuição para a ocorrência de contaminação da água subterrânea por agrotóxicos. O sistema de classificação utilizado baseou-se em Guerrero *et al.*, (2024) e Vivek *et al.*, (2024) (Quadro 13). Foram atribuídos valores de importância entre 1 e 10, em que valores menores sugerem menor vulnerabilidade à contaminação e valores maiores, maior vulnerabilidade.

Quadro 13 - Parâmetros utilizados para a aplicação do modelo DRASTIC-LU com suas respectivas classificações (continua)

Parâmetros								
Valor	D	R	A	S	T	I	C	LU
1	>30,5m	-	-	-	>18%	Granito	0,3-0,17m/dia	Formação florestal; Corpos hídricos
2	22,9-30,5m	-	-	Solo orgânico	-	-	-	Formação savânica; formação campestre; pasto
3	15,22-22,9m	97,6mm/a	Rochas metamórficas/ígneas	Solo Argiloso	12-18%	-	-	
4	-	-	Rochas metamórficas/ígneas alteradas	-	-	Rochas metamórficas/ígneas	-	
5	9,1-15,2m	-	-	Solo de transição arenoso-argiloso	6-12%	-	-	Silvicultura
6	-	-	Arenito, calcário e argilito estratificados	Solo arenoso médio	-	Rochas sedimentares	-	

Fonte: Adaptado de Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024.

Quadro 13 - Parâmetros utilizados para a aplicação do modelo DRASTIC-LU com suas respectivas classificações (continuação)

7	4,6-9,1	-	-	-	-	-	-	Mineração; Mosaico de usos
8	-	-	-	-	-	Arenito e cascalho	-	
9	1,5-4,6m	-	-	Solo arenoso	2-6%	-	-	
10	-	-	-	Solo cascalhento médio	0-2%	-	-	Área de lavoura; Áreas urbanas, solo exposto

Fonte: Adaptado de Guerrero *et al.*, 2024; Vivek *et al.*, 2024..

O modelo DRASTIC-LU possui pesos predefinidos para cada parâmetro (Tabela 1). Visto que a proposta original do modelo não considera o parâmetro de uso do solo, utilizou-se o peso conforme Guerrero *et al.*, (2024).

Tabela 1 - Pesos atribuídos aos parâmetros (D) profundidade do nível d'água; (R) taxa de recarga do aquífero; (A) composição do aquífero; (S) textura do solo; (T) topografia (declividade); (I) influência do material da zona vadosa; (C) condutividade hidráulica do solo; e (LU) uso do solo.

Parâmetros	D	R	A	S	T	I	C	LU
Pesos	5	4	3	5	3	4	2	5

Fonte: Guerrero *et al.*, 2024.

A sobreposição dos parâmetros foi realizada através da seguinte equação:

$$(D \times 5) + (R \times 4) + (A \times 3) + (S \times 5) + (T \times 3) + (I \times 4) + (C \times 2) + (LU \times 5) \quad (7)$$

O resultado obtido pela equação é uma variável contínua que representa a vulnerabilidade da água subterrânea à contaminação por agrotóxicos. No presente trabalho, foi adotada a classificação dos valores DRASTIC-LU proposta por Vivek *et al.*, (2024), que sugere 5 classes de vulnerabilidade, indo de 1 - áreas de muito baixa vulnerabilidade a 5 - áreas de muito alta vulnerabilidade (Quadro 14).

Quadro 14 - Classificação aplicada aos resultados do modelo DRASTIC-LU

Classe	Valor DRASTIC-LU	Nível de vulnerabilidade
1	<25	Muito baixa vulnerabilidade
2	140-155	Baixa vulnerabilidade
3	155-156	Média vulnerabilidade
4	156-181	Alta vulnerabilidade
5	>181	Muito alta vulnerabilidade

Fonte: Vivek *et al.*, 2024.

2.4.1.2. Análise estatística

Esta análise teve como objetivo verificar se a combinação dos indicadores DRASTIC-LU com indicadores ambientais, agrícolas, sociais e sanitários, em uma abordagem multidimensional de agregação para a composição do IVCAA, foi suficiente para torná-los ferramentas distintas. Primeiramente, foram calculados, para cada município inserido, total ou parcialmente, na área das Bacias PCJ, valores médios de IVCAA do DRASTIC-LU. Esse cálculo foi necessário para padronizar o número de amostras a serem comparadas na análise estatística ($n = 76$ municípios).

Aplicou-se o teste de Wilcoxon a um nível de significância de 5% ($p = 0,05$). Tal teste buscou verificar a existência de diferenças significativas entre os resultados obtidos com o IVCAA e com o modelo DRASTIC-LU. Foram definidas as seguintes hipóteses: H_0 – não existem diferenças significativas entre os resultados dos modelos, e H_1 – existem diferenças significativas entre os resultados dos modelos. Caso H_0 seja rejeitada, é possível inferir que, apesar de os indicadores DRASTIC-LU terem sido incluídos no IVCAA, os novos indicadores adicionados e as diferenças no método de agregação podem ter sido suficientes para torná-los ferramentas distintas.

Em seguida, foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Esse coeficiente mede, por meio do valor de p (de -1 a 1), a força e a direção da correlação entre variáveis, enquanto o p -valor indica a significância estatística dessa correlação (Aggarwal; Ranganathan, 2016). Foi definida a hipótese nula (H_0) de que não há correlação significativa entre os valores médios de IVCAA e de DRASTIC-LU. Como hipótese alternativa (H_1), definiu-se que existe uma correlação estatisticamente significativa entre os valores médios obtidos com o IVCAA e com o modelo DRASTIC-LU.

Caso os resultados do coeficiente de correlação levem à aceitação de H_0 , é possível inferir que os resultados obtidos com o IVCAA e com o modelo DRASTIC-LU não apresentam relação entre si. Assim, os índices não podem ser considerados preditores ou ferramentas de validação um do outro. Porém, caso haja rejeição de H_0 e seja verificada uma correlação positiva entre os resultados, é possível concluir que, ainda que estatisticamente diferentes, os resultados obtidos com os modelos podem estar relacionados e servir como preditores ou validadores um do outro.

2.4.2. Análise de incerteza

A primeira etapa desse procedimento foi a definição dos fatores que mais geram incerteza na estrutura do IVCAA (Greco *et al.*, 2019). No presente estudo, os fatores de incerteza estabelecidos foram: o processo de seleção do conjunto de indicadores para a composição do índice, os pesos atribuídos aos indicadores e o método de agregação. A seleção de indicadores, entretanto, foi avaliada separadamente na análise de sensibilidade e, por isso, é apresentada na seção seguinte.

A análise de incerteza foi realizada com base em Foster, McGillivray e Seth (2013). Para sua aplicação, foram utilizadas três versões do IVCAA: o IVCAA original, o IVCAA com pesos iguais (IVCAA-PI) e o IVCAA com soma direta (IVCAA-SD). O primeiro grupo foi gerado com base na proposta metodológica original do presente trabalho. O segundo grupo foi calculado com pesos iguais para todos os indicadores do IVCAA. No terceiro grupo, o de IVCAA foi calculado utilizando os pesos originais dos indicadores, porém, realizando a soma direta dos indicadores multiplicados por seus respectivos pesos, sem agrupá-los em dimensões para depois agregá-los e gerar o IVCAA. Para os três grupos foram calculados valores médios por município, de forma a padronizar o tamanho dos grupos ($n = 76$ municípios em todos os grupos).

Inicialmente, utilizou-se o teste de Wilcoxon para verificar a existência de diferenças significativas entre os resultados obtidos com o IVCAA original e com os obtidos com o IVCAA-PI e o IVCAA-SD. Foram definidas as seguintes hipóteses: H_0 – Não existem diferenças estatisticamente significativas entre os valores médios municipais de IVCAA original, IVCAA-PI e IVCAA-SD; H_1 – Os resultados obtidos são estatisticamente diferentes.

Caso H_0 seja aceita para IVCAA-PI e/ou IVCAA-SD, é possível inferir que a proposta metodológica original do IVCAA é robusta aos fatores de incerteza representados pelas versões. Isso significa que os resultados obtidos com o IVCAA permanecem estáveis, independentemente de modificações em sua estrutura. Caso H_0 seja rejeitada, aceita-se H_1 e, portanto, a proposta metodológica pode ser considerada sensível aos fatores de incerteza representados por cada versão, visto que esses fatores podem levar a resultados estatisticamente diferentes.

O coeficiente de correlação de Spearman, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), foi utilizado como análise secundária. Esse coeficiente mede, por meio do valor de p (de -1 a 1), a força e a direção da correlação monotônica entre variáveis, enquanto o p -valor indica a significância estatística dessa correlação (Aggarwal; Ranganathan, 2016). Para o teste, foi definida a hipótese nula (H_0) de que não há correlação significativa entre o grupo de valores médios do IVCAA original e os obtidos com as versões IVCAA-PI e IVCAA-SD. A hipótese alternativa (H_1) é de que há uma correlação significativa entre os resultados obtidos com a proposta original do IVCAA e os obtidos a partir das modificações em sua estrutura.

Caso os resultados do coeficiente de correlação levem à rejeição de H_0 ($p > 0,05$), será possível aferir que os valores médios municipais de IVCAA da proposta original e das versões modificadas estão correlacionados e variam (positivamente ou negativamente) na mesma direção. Esse resultado pode auxiliar a corroborar ou não a hipótese do teste de Wilcoxon, segundo a qual, independentemente dos fatores de incerteza, os valores do IVCAA se mantêm estáveis. Em caso de aceitação de H_0 , entretanto, assume-se que a modificação dos pesos e da forma de agregação dos indicadores do IVCAA modifica significativamente os resultados, tornando-os, portanto, incoerentes entre si.

Os resultados do coeficiente de correlação de Spearman, porém, avaliam apenas a significância, a direção e a força da correlação entre as variáveis. No contexto do presente estudo, em que o objetivo é a triagem e a priorização de municípios, diferenças na ordenação dos valores obtidos em cada versão do índice resultam em resultados e decisões distintos. Para determinar se o ranqueamento dos municípios conforme sua vulnerabilidade se manteve estável entre as versões do IVCAA, utilizou-se o coeficiente de correlação de Kendall, a um nível de confiança de 95% (Ruiz-Padillo *et al.*, 2018). Valores de τ próximos de +1 indicam forte concordância entre as ordenações dos municípios, sugerindo que as modificações feitas em IVCAA-PI e IVCAA-SD produzem resultados semelhantes. Por outro lado, valores mais próximos de -1 indicam maior sensibilidade às variações, o que resulta em ranqueamentos distintos. Dessa forma, foi possível identificar qual fator de incerteza mais compromete os resultados obtidos.

2.4.3. Análise de sensibilidade

A metodologia selecionada para avaliar a sensibilidade do índice proposto foi a análise de regressão linear múltipla (Greco *et al.*, 2019). O objetivo dessa análise foi avaliar internamente o resultado do IVCAA, considerando o desempenho de cada um dos indicadores pré-selecionados, bem como as dimensões em que o fenômeno estudado foi dividido. Ela contribui, assim, para o refinamento metodológico da proposta do IVCAA, visto que busca: (i) mensurar a contribuição de cada indicador e dimensão para os resultados, (ii) validar ou refutar as premissas que justificaram a inclusão dos indicadores na análise, (iii) identificar indicadores redundantes e (iv) direcionar possíveis ajustes no conjunto de indicadores utilizados.

Para a condução dessa etapa, elaboraram-se dois modelos de regressão linear múltipla com base na metodologia adotada por Dorta-González (2023). O primeiro teve como variável dependente o IVCAA médio municipal e, como variáveis independentes, os valores de IVCAA médio municipal de cada dimensão: ambiental, agrícola, social e sanitária. Em ambos os modelos, o teste F foi aplicado para avaliar, por meio do valor de p , se ao menos uma das dimensões (modelo 1) ou dos indicadores (modelo 2) é capaz de explicar significativamente a variação observada no IVCAA médio municipal (Sureiman; Mangera, 2020). Da mesma forma, o valor de R^2 ajustado ao modelo foi considerado para determinar quanto do resultado do IVCAA pode ser explicado pelo conjunto de indicadores e dimensões que o compuseram (Dorta-González, 2023). A partir do valor do coeficiente β , foi possível, por sua vez, determinar a força da contribuição de cada dimensão e de cada indicador para o resultado final do IVCAA (Chein, 2019).

O coeficiente β também foi utilizado para corroborar ou refutar as premissas que justificaram a seleção do conjunto de indicadores para compor o IVCAA. Para isso, cada indicador foi analisado individualmente, considerando a premissa definida para ele. Nos casos em que a correlação entre o indicador e o IVCAA médio municipal for significativa, os valores de β (positivos ou negativos) indicam a validade ou não da hipótese.

Também foi realizada uma análise de multicolinearidade para identificar redundâncias no conjunto de indicadores utilizados para compor o IVCAA. Para isso, foi calculado o Fator de Inflação da Variância (FIT) para cada uma das variáveis

analisadas. Considerou-se que valores de FIT acima de 10 indicam alta redundância (James *et al.*, 2021).

Com base nos resultados desse processo, foi possível discutir e direcionar um refinamento metodológico da pesquisa, por meio da exclusão de dimensões e/ou indicadores sem contribuição significativa e/ou redundantes no conjunto. Espera-se, dessa forma, otimizar a proposta metodológica do IVCAA, o que pode estimular sua utilização futura.

3. ANÁLISE DOS RESULTADOS

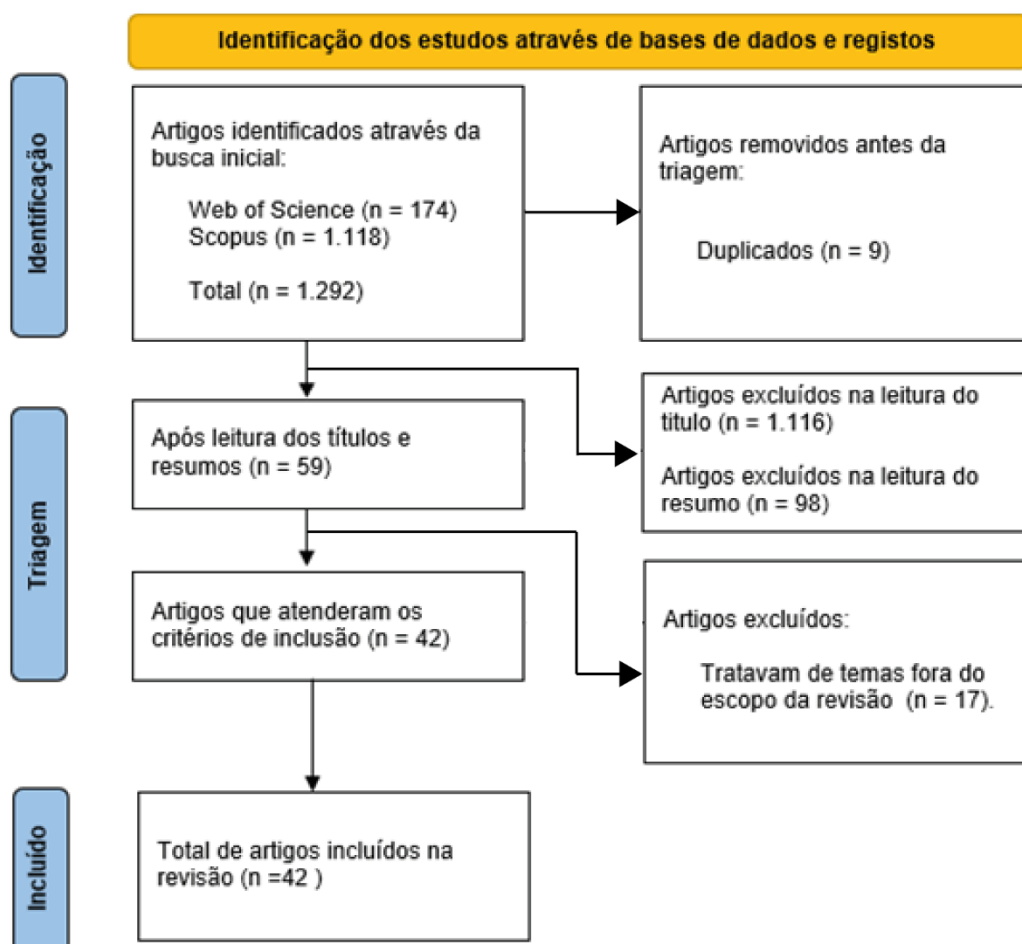
3.1. Construção do arcabouço teórico-metodológico

3.1.1. Revisão sistemática da literatura científica

3.1.1.1. Resultados bibliométricos e análise do conteúdo

A partir da revisão sistemática da literatura, foram selecionados 42 artigos alinhados ao tema da pesquisa e aptos a passar pela análise de conteúdo. Na Figura 29, estão representados, de forma mais detalhada, os resultados obtidos em cada etapa da triagem para a seleção dos estudos.

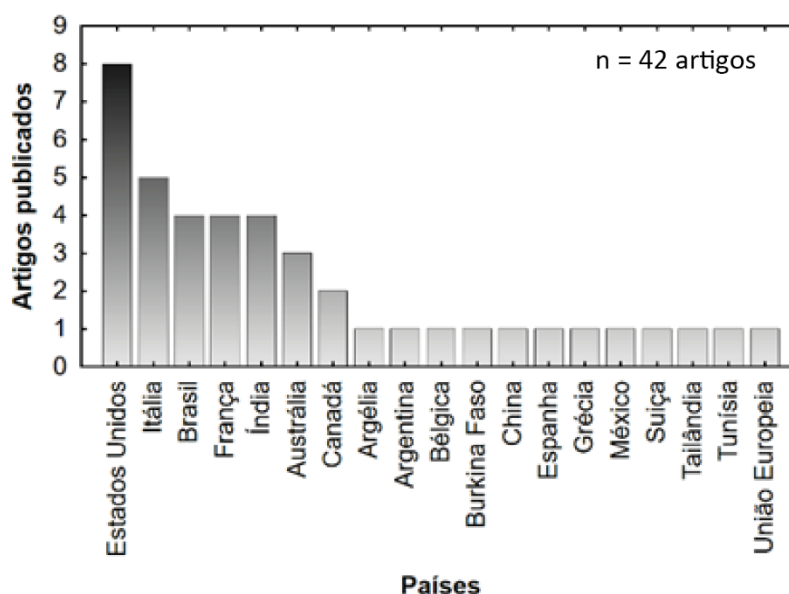
Figura 29 - Resultados obtidos ao longo das etapas de triagem dos estudos na revisão sistemática de literatura



Fonte: Os autores, 2024.

Os anos de 2022 e 2023 foram os com maior número de artigos publicados (respectivamente, quatro e cinco do total analisado). Os artigos analisados encontram-se distribuídos entre 18 países (Figura 30), e um deles abrange o território da União Europeia como um todo. Os Estados Unidos lideram o ranking de países com mais estudos, com oito artigos publicados, seguidos pela Itália com cinco artigos. O Brasil, por sua vez, foi foco de quatro dos artigos selecionados, assim como a França e a Índia. A Austrália e o Canadá apresentaram, respectivamente, três e dois artigos. Todos os demais países têm apenas um artigo publicado.

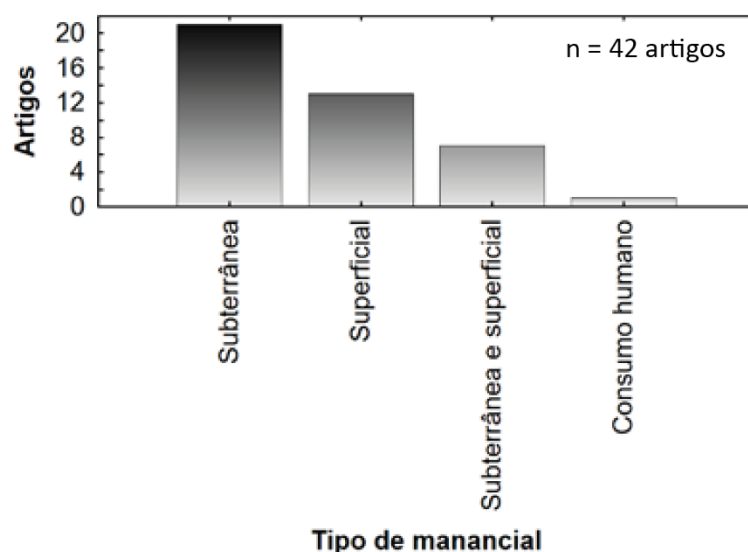
Figura 30 - Número de artigos publicados por país, durante os anos de 2000 e 2023, conforme a revisão sistemática de literatura



Fonte: Os autores, 2024.

Em relação ao tipo de manancial hídrico avaliado na análise, predominaram artigos sobre o risco de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos (Figura 31). Um total de 21 artigos aborda apenas a contaminação da água subterrânea, enquanto 13 abordam a água superficial. Houve, ainda, sete artigos em que foram consideradas as águas superficiais e subterrâneas simultaneamente.

Figura 31 - Número de artigos publicados entre os anos de 2000 e 2023, agregados conforme o tipo de manancial hídrico considerado em suas análises



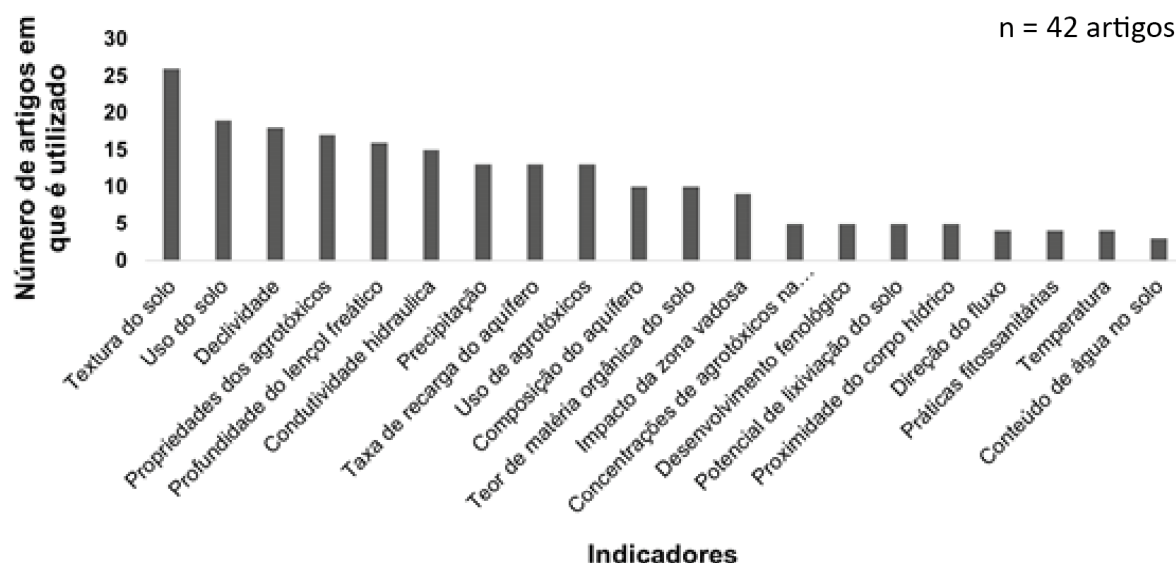
Fonte: Os autores, 2024.

Quanto à inovação metodológica dos artigos, em 21 deles (50%), o método empregado para a avaliação do risco é proposto pelos autores. Em 13 artigos, por sua vez, os autores propõem adaptações em métodos já existentes e, em outros oito artigos, aplicam-se métodos já propostos em outros trabalhos, sem adaptações.

Observa-se que o método DRASTIC-LU foi o mais utilizado. Ele foi aplicado em 8 artigos, sempre associado ao uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Esses estudos foram realizados na Austrália, no Tunísia, na Índia, nos Estados Unidos e na Grécia. Nos estudos realizados no Brasil, os métodos empregados com nome identificado foram o Gray Water Footprint e o Índice de Avaliação do Risco de Contaminação da Água. Outros 16 artigos apresentaram métodos sem nomenclatura específica.

Foi identificado um total de 80 indicadores utilizados para avaliar o risco de contaminação hídrica por agrotóxicos nos artigos analisados. Na Figura 32 são representados os 20 mais recorrentes. Entre eles, cinco se destacam como os mais recorrentes. São eles: a textura do solo, utilizada em 26 artigos; o uso do solo, em 19 artigos; a declividade, em 18 artigos; as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos (consideradas de maneira unificada por não serem o foco do trabalho), em 17 artigos; e a profundidade do lençol freático, em 16 artigos.

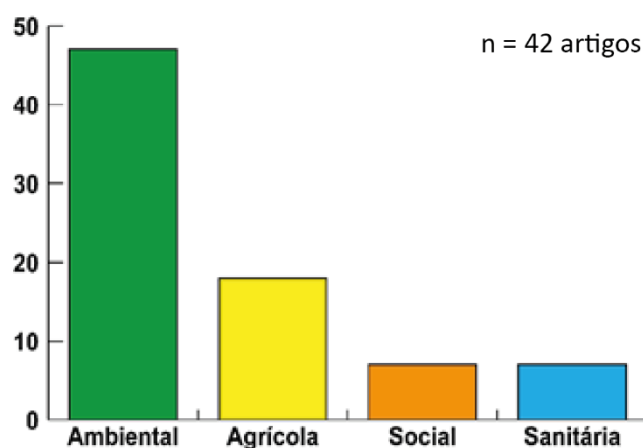
Figura 32 - Variáveis mais recorrentes entre os artigos publicados no período entre 2000 e 2023. A fonte em tamanho maior e a mancha em vermelho sugerem uma maior recorrência, a fonte menor e manchas mais claras sugerem menor recorrência



Fonte: Os autores, 2024.

Ao agrupar os indicadores conforme as dimensões predefinidas, observa-se a predominância de indicadores da dimensão ambiental. Essa dimensão abrangeu 47 dos 80 indicadores levantados (59%) (Figura 33). A dimensão agrícola ocupa a segunda posição, com 18 indicadores (23%), número inferior à metade da dimensão ambiental. As dimensões sanitária e social, por sua vez, apresentam os menores números de indicadores, ambas com 7 (9%).

Figura 33 - Distribuição dos indicadores utilizados para avaliação do risco nos artigos conforme as dimensões ambiental, agrícola, social e sanitária

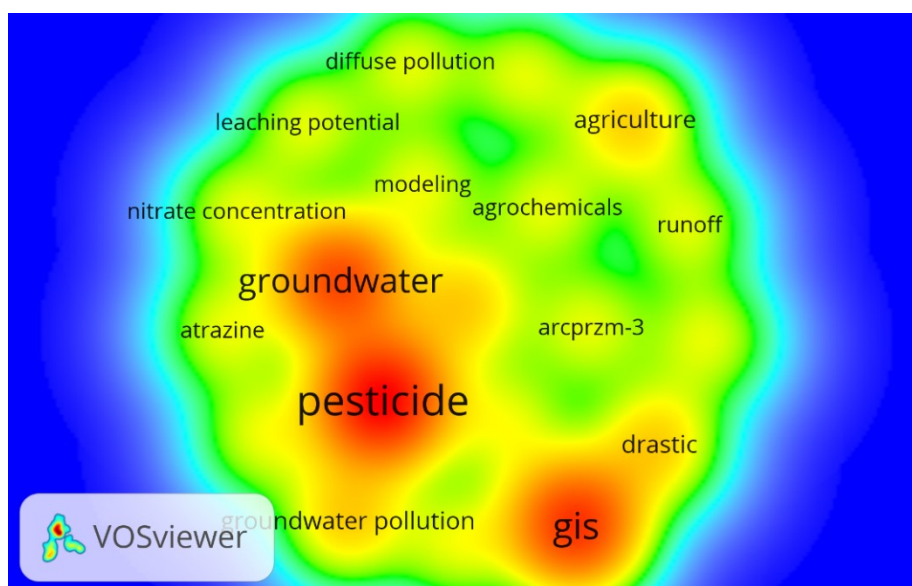


Fonte: O autor, 2025.

Os indicadores sociais e sanitários são os grupos de menor abrangência. Na dimensão social, a densidade demográfica é o indicador mais recorrente, presente em dois artigos. O atendimento educacional, o desenvolvimento humano, o emprego, o isolamento linguístico, a pobreza, o preço da terra agrícola e a remuneração da mão de obra no campo, por sua vez, são abordados em apenas um artigo.

Foram identificadas 138 palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados. Desse total, 116 (87%) são mencionadas apenas uma vez, enquanto 64 (13%) aparecem em pelo menos dois artigos. Na Figura 34 são apresentadas as palavras-chave mais recorrentes. As cinco mais recorrentes são: pesticide, presente em 10 artigos; GIS, presente em 8 artigos; groundwater, presente em 7 artigos; DRASTIC, presente em 4 artigos; e agriculture, presente em 3 artigos.

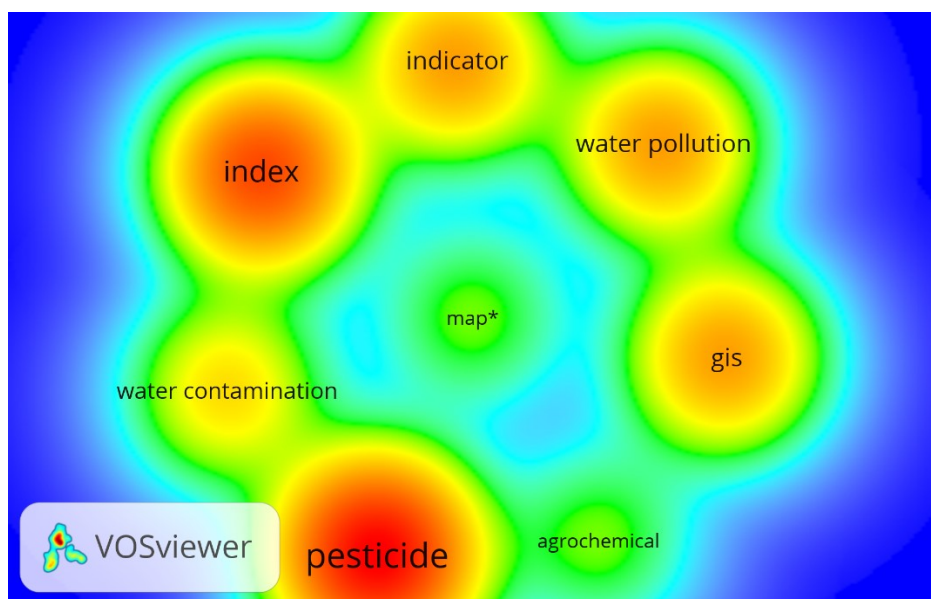
Figura 34 - Densidade de recorrência das palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados



Fonte: O autor, 2025.

Das 26 palavras-chave utilizadas para a busca de artigos, apenas 8 (30%) foram realmente utilizadas nos artigos identificados. Ao considerar as 138 palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados, o conjunto predefinido apresenta cobertura de apenas 5,7%. Na Figura 35 é apresentada a recorrência de cada palavra-chave.

Figura 35 - Mapa de densidade de recorrência das palavras-chave utilizadas para a busca dos artigos, entre as palavras-chave utilizadas pelos autores nos artigos analisados



Fonte: O autor, 2025.

Os resultados da análise das palavras-chave demonstram a heterogeneidade terminológica do campo de estudo e reforçam a necessidade de estratégias de busca amplas e criteriosas. Apesar da baixa abrangência do conjunto de palavras-chave predefinidas, os resultados das buscas não parecem ter sido afetados.

3.1.1.2. Síntese integrativa da literatura e implicações para a proposição do IVCAA

Verificou-se um aumento das publicações nos últimos anos, e o maior número de artigos foi observado em 2023. Isso sugere que o tema tem ganhado maior visibilidade recentemente. O maior número de artigos com propostas metodológicas novas e adaptações de metodologias já existentes também demonstra a inovação nessa área do conhecimento. Segundo Syeed *et al.*, (2023), a rápida urbanização, o crescimento populacional e a demanda por água nas últimas décadas, associados às limitações nos sistemas de saneamento e de monitoramento, têm fomentado o debate

sobre crises hídricas. Como resultado, houve um crescimento do interesse científico por avaliações de qualidade da água, monitoramento e gestão de riscos, o que promoveu a produção de estudos. Entre os métodos levantados, o modelo DRASTIC-LU, sempre associado ao uso de SIG, foi o mais recorrente. Em uma revisão sobre índices de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, Baig *et al.*, (2024) também identificaram o modelo como o mais recorrente e precursor de diversos outros métodos mais recentes, em que se modifica ou adapta sua estrutura inicial.

Os países com mais artigos publicados (Estados Unidos, Itália, Brasil, França e Índia) têm grande expressão na produção agrícola e no consumo mundial de agrotóxicos. Esse fato reforça a importância da produção científica para a proposição de ferramentas que auxiliem na gestão e no controle dos riscos decorrentes do uso desordenado de agrotóxicos em seus territórios.

A predominância de estudos sobre mananciais subterrâneos pode estar relacionada ao fato de que os países com maior número de pesquisas utilizam majoritariamente esse tipo de fonte hídrica. A água subterrânea é um recurso essencial para a segurança hídrica global, concentrando cerca de 97% das águas doces líquidas do planeta (Hirata *et al.*, 2019). Globalmente, 20% da água usada na irrigação e 40% da utilizada na indústria provêm de aquíferos (Katsanou & Karapanagioti, 2017). Nos Estados Unidos, 39% da água destinada ao abastecimento público e 48,5% da usada na irrigação são subterrâneas (Groundwater Association, 2020). No Brasil, 52% dos municípios dependem totalmente (36%) ou parcialmente (16%) dessas fontes, e a irrigação consome 24% do total extraído (Hirata *et al.*, 2019). Na Índia, 61,6% da água destinada à irrigação e 9% do abastecimento público são subterrâneos (Suhag, 2016). Na França, esses valores são de 66% e 41%, respectivamente (OCDE, 2022). Na Itália, a água subterrânea representa 24% do consumo total, chegando a 50% nos sistemas públicos de abastecimento (ICID, 2015). Apenas a China depende mais de mananciais superficiais do que de mananciais subterrâneos (Zhang *et al.*, 2023).

Em relação aos indicadores utilizados nos artigos, observa-se uma elevada heterogeneidade. Essa diversidade de variáveis utilizadas nos trabalhos também foi observada por Uddin, Nash e Olbert (2021). Para Syeed *et al.*, (2023), o conjunto de variáveis consideradas nos estudos tende a variar conforme o objetivo específico da análise. Além disso, os fenômenos a serem representados por indicadores ou índices, como no caso do risco de contaminação hídrica por agrotóxicos, são compostos por

inúmeros fatores naturais e antropogênicos, o que depende da disponibilidade de dados para sua representação. Dessa forma, torna-se difícil definir um conjunto específico de variáveis capaz de expressar uma figura precisa da realidade (Uddin, Nash e Olbert, 2021).

Em relação à multidimensionalidade dos indicadores utilizados, observa-se a predominância de indicadores ambientais em detrimento de informações sociais e sanitárias. Tendo em vista a desigualdade social latente em países menos desenvolvidos, dados socioeconômicos podem indicar, mesmo que indiretamente, um maior ou menor risco de exposição a agrotóxicos (Bortoloto *et al.*, 2020). Nesse ponto, o racismo ambiental é um exemplo claro de como populações mais pobres ocupam áreas de maior risco, contam com sistemas de tratamento de água precários, têm menor acesso a serviços de saúde pública e têm menos recursos para buscar atendimento à saúde privada (Silva Júnior, 2022). Portanto, ignorar as variáveis socioeconômicas nesse tipo de análise pode acabar por excluir essa importante dimensão da sustentabilidade ambiental.

A inclusão de variáveis socioeconômicas em análises de vulnerabilidade é essencial para representar com maior precisão a realidade das populações expostas. Focar apenas nos aspectos ambientais e agrícolas pode levar a interpretações incompletas, pois fatores sociais e sanitários influenciam diretamente a capacidade das pessoas de reagir aos impactos da contaminação hídrica. Essas dimensões revelam vulnerabilidades menos visíveis — como o acesso limitado à saúde, à água segura e a condições adequadas de moradia — que ampliam o risco real à população. Assim, justifica-se a proposição de um índice de risco que incorpore também variáveis socioeconômicas, tornando a avaliação mais abrangente e realista.

Com base na revisão sistemática, é possível responder às questões que orientaram o estudo. Observou-se que (i) a produção científica sobre índices e indicadores de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos concentra-se em países com forte vocação agrícola — especialmente Estados Unidos, União Europeia (Itália e França), Brasil e Índia — e tem crescido nos últimos anos (2022–2023); (ii) embora considerem águas superficiais, os estudos têm focado majoritariamente em aquíferos subterrâneos; (iii) o modelo DRASTIC-LU é o mais empregado, com ênfase em aspectos ambientais; e (iv) a principal lacuna identificada é a escassa integração de variáveis sociais e sanitárias na avaliação de riscos.

No contexto brasileiro, as desigualdades sociais e estruturais não apenas limitam a aplicabilidade dos modelos existentes, como também revelam uma face frequentemente oculta da vulnerabilidade: a que define a capacidade de resposta, a resiliência e a adaptação das populações expostas. Ignorar essas variáveis é subestimar os efeitos reais da contaminação, uma vez que fatores como renda, acesso à saúde e à educação influenciam diretamente a possibilidade de mitigação e de recuperação diante dos impactos. Assim, torna-se essencial propor métodos que integrem dimensões socioeconômicas e sanitárias, oferecendo uma leitura mais realista e inclusiva do risco.

3.1.2. Análise das Diretrizes do Ministério da Saúde

3.1.2.1. Resultados gerais e critérios categóricos analisados

3.1.2.1.1. Indicadores para priorização geográfica

A partir da análise das diretrizes do Ministério da Saúde para a priorização de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano, foi contabilizado um total de 42 indicadores propostos para auxiliar o processo de priorização geográfica. A lista completa de indicadores mencionados está disponível no material complementar (material suplementar). A DNPAVQACH se destacou como o documento com o maior conjunto de indicadores, totalizando 21 (Brasil, 2016). O segundo documento com maior número foi a DVSPEA, com um total de 12 (Brasil, 2017). A DMAACH apresentou quatro indicadores (Brasil, 2024), seguida pela OTMAACH, que apresentou três (Brasil, 2014). A P888 foi, por sua vez, o documento com o menor número de indicadores propostos, um total de apenas dois (Brasil, 2021).

Considerando o contexto específico de cada documento, verificou-se que a P888 apenas indica, em seu art. 44 § 4º, que as coletas de amostras para esse tipo de análise deverão considerar a (i) avaliação de seus usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição e (ii) a sazonalidade das culturas. Não há menções a outras

informações capazes de subsidiar esse processo; portanto, o critério 1 foi considerado parcialmente atendido na P888.

A DNPAVQACH apresenta uma metodologia para a espacialização e a priorização de pontos de coleta de amostras, aplicável a agrotóxicos. Essa metodologia é apresentada em duas etapas: a primeira, denominada “1 - definição de áreas prioritárias”, e a segunda, “2 - definição dos pontos de coleta prioritários das áreas prioritárias”. O conjunto de indicadores considerados nessa análise foi obtido a partir de ambas as etapas. Indicadores mencionados em outras seções, irrelevantes para o contexto dos agrotóxicos, foram desconsiderados. O documento foi aquele com o maior número de indicadores apresentados, totalizando 21. Com base nisso, o critério 1 foi considerado atendido no documento.

A DMAACH, por sua vez, menciona apenas quatro indicadores a serem considerados para a priorização de áreas: as atividades econômicas relacionadas a agrotóxicos no território do município, seu perfil no consumo de agrotóxicos, a existência de formas de abastecimento potencialmente impactadas e as técnicas de aplicação utilizadas. O documento se limita a essas informações; portanto, o critério 1 foi considerado parcialmente atendido.

A DNVSPA apresenta, na seção “diretrizes para a implementação da vigilância em saúde de populações expostas a agrotóxicos”, duas atividades relacionadas ao processo de priorização de áreas. A primeira é chamada “reconhecimento das características do território”. A segunda é a chamada “eleição de áreas e populações prioritárias”. Em ambas as diretrizes são apresentadas estratégias de ação compostas por atividades sequenciais a serem realizadas. Em ambas, foram codificados indicadores relevantes para a priorização, totalizando, assim, 12 indicadores presentes no documento. Dessa forma, considerou-se o critério 1 totalmente atendido.

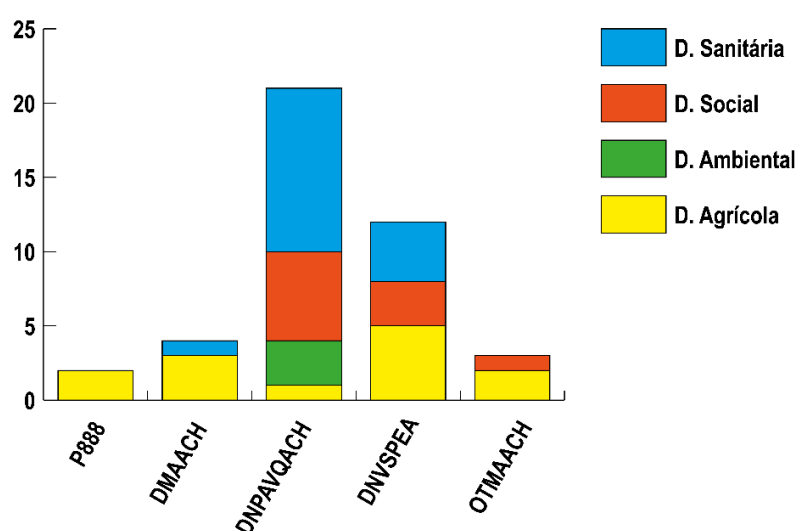
A OTMAACH possui uma seção intitulada “metodologia”, com uma subseção intitulada “priorização dos municípios e agrotóxicos a serem monitorados”. Foi nessa seção que os indicadores foram codificados. O documento apresentou o segundo menor número de indicadores para priorização geográfica, totalizando apenas três. Portanto, no documento, o critério 1 foi considerado parcialmente atendido.

3.1.2.1.2. Multidimensionalidade

Em relação às dimensões nas quais os indicadores propostos nas diretrizes se enquadram, verificou-se que a dimensão sanitária abrange 16 indicadores, a dimensão agrícola, 13, a dimensão social, 10 e a dimensão ambiental, 3.

Na Figura 36, está representada a distribuição dos indicadores por dimensões em cada documento analisado. Na DNPAVQACH, documento com o maior número de indicadores propostos, 11 se enquadram na dimensão sanitária, 6 na dimensão social, 3 na dimensão ambiental e apenas 1 na dimensão agrícola. Na DNVSPEA, 5 indicadores se enquadram na dimensão agrícola; 4 na dimensão sanitária e 3 na dimensão social. Na DMAACH: 3 indicadores foram enquadrados na dimensão agrícola e 1 na dimensão sanitária. Dos indicadores apresentados na OTMAACH, 2 foram enquadrados na dimensão agrícola e 1 na dimensão social. Na P888, ambos os indicadores se enquadram na dimensão agrícola.

Figura 36 - Agrupamento dos indicadores apresentados nos documentos analisados conforme as dimensões em que se enquadram



Fonte: O autor, 2025.

A DNPAVQACH é o único documento em que as 4 dimensões estão presentes. Por isso, o critério 2 foi considerado totalmente atendido. Entretanto, observa-se no documento uma predominância de fatores sanitários. Isso pode estar atribuído ao fato de o documento oferecer diretrizes para priorização voltadas ao monitoramento de

parâmetros microbiológicos, que, opcionalmente, podem ser utilizadas para agrotóxicos. Por isso, alguns dos indicadores apresentados em seu conteúdo estão relacionados a fatores sanitários de pouca ou nenhuma utilidade para os agrotóxicos.

Na P888, o critério de multidimensionalidade foi considerado não atendido. Ao orientar no art. 44 que a definição dos pontos de coleta deve considerar o uso de agrotóxicos na bacia e a sazonalidade das culturas, a portaria considera apenas aspectos agrícolas no processo de priorização.

Em DMAACH, os poucos indicadores disponíveis abrangem apenas as dimensões agrícola e social. Porém, o documento menciona a importância da articulação entre outras áreas institucionais visando caracterizar o uso de agrotóxicos nas regiões para priorização. Isso reforça a necessidade de integrar diferentes áreas do conhecimento no processo de priorização. Assim, o critério 2 foi classificado como parcialmente atendido.

Os indicadores propostos na DNVSPEA estão enquadrados nas dimensões agrícola, sanitária e social. A dimensão ambiental não apresentou nenhum indicador nesse documento. Dessa forma, considerou-se que o critério 2 foi parcialmente atendido. Contudo, é necessário mencionar que a DNVSPEA foi o documento com o melhor equilíbrio no número de indicadores por dimensão e, por isso, mesmo ignorando aspectos ambientais, pode ser considerado o documento menos tendencioso.

Na OTCMAACH os indicadores propostos abrangem apenas as dimensões agrícola e social, sendo a agrícola predominante. Mas, apesar disso, o documento menciona a possibilidade de incorporar novos indicadores que contemplem os aspectos socioambientais e as especificidades da realidade local. Portanto, o critério 2 foi classificado como parcialmente atendido.

3.1.2.1.3. Sugestão de bases de dados ou sistemas de informação

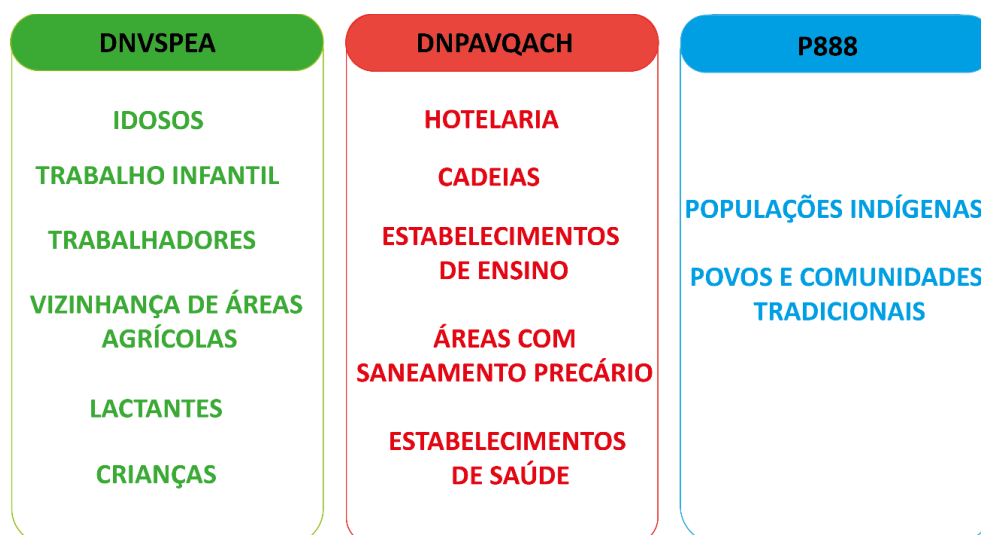
Os únicos documentos que apresentam bases de dados para apoio ao processo de priorização geográfica são a DNVSPEA e o OTMAACH. Ambos os documentos mencionam as bases de dados SIDRA, do IBGE, e Agrofit, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. A DNVSPEA apresenta, em seu anexo, a

base de dados SIDRA, do IBGE, como fonte para os dados do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA). Na OTMAACH, a base é mencionada como fonte para levantamento da área plantada por UF e da população dos municípios com produção agrícola. O sistema AGROFIT, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), é mencionado em ambos os documentos como fonte de dados relativos ao consumo de agrotóxicos, como produção, importação, exportação e clientes brasileiros, às vendas diretas, às indústrias e à revenda de agrotóxicos por UF. Dessa forma, o critério 3 foi considerado parcialmente atendido nesses documentos, visto que, em ambos, não são apresentadas fontes para todos os indicadores propostos. O critério foi considerado não atendido em todos os demais documentos.

3.1.2.1.4. Inclusão de populações vulneráveis

Foram identificados 14 trechos relacionados à inclusão de populações vulneráveis nas diretrizes de priorização geográfica (Figura 36). Portanto, foram criados 14 códigos que permitiram identificar os povos e/ou fatores de vulnerabilidade incluídos nas orientações. São eles: cadeias; crianças; estabelecimentos de ensino; estabelecimentos de saúde; gestantes; hotelaria; idosos; lactantes; populações carentes de saneamento; populações residentes em terras indígenas; povos e comunidades tradicionais; trabalhadores; trabalho infantil; e vizinhança com áreas de plantio. Na Figura 37 é possível observar a distribuição dos códigos entre os documentos.

Figura 37 Comparativo dos termos codificados entre os documentos analisados



Fonte: O autor, 2025.

O documento com mais códigos foi a DNVSPEA, com 7. A DNPAVQACH foi a segunda, com 5 códigos, seguida pela P888, com 2. A DMAACH e o OTMAACH não apresentaram nenhum trecho codificado. Entretanto, é importante destacar que o OTMAACH sugere complementar o processo de priorização com base na realidade local e em aspectos socioambientais, o que, indiretamente, pode incluir populações vulneráveis. Com base nesse resultado, o critério 4 foi considerado totalmente atendido na DNVSPEA e na DNPAVQACH, parcialmente atendido na P888 e não atendido na DMAACH e na OTMAACH.

3.1.2.1.5. Complementariedade

Dois dos documentos analisados mencionam outros do conjunto. Um deles é a P888, que menciona a DNPAVQACH. A portaria menciona a DNPAVQACH como um dos documentos balizadores para a promoção, coordenação, implementação e supervisão das ações de vigilância da qualidade da água. A segunda menção ocorre na DMAACH, que indica a DVSPEA como o documento com o qual o processo de priorização geográfica deve estar em conformidade. Deste modo, o critério

“complementariedade” foi considerado atendido na P888 e na DMAACH, e ausente em todos os demais documentos.

A DMAACH também indica o documento “Atuação da Secretaria Municipal de Saúde na Operacionalização da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos” como fonte de consulta. Porém, não foi possível acessar o documento.

Com base na leitura dos documentos, foi possível construir uma linha lógica dos documentos analisados. Nessa situação, a P888 seria o documento principal, responsável, entre outras coisas, por definir competências para o sistema de Vigilância em Saúde Ambiental e por estabelecer padrões e parâmetros relativos à contaminação da água destinada ao consumo humano. Publicada em 2021, a P888 menciona a DNPAVQACH, publicada em 2014 e não mencionada nas legislações anteriores à P888 (P n° 2941/2011, PC n° 5/2017). Isso pode sinalizar uma tentativa de afirmar a relevância do documento para o monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo humano. Porém, em 2024, é publicada a DMAACH, que traz algumas orientações gerais para o processo de priorização e indica a DNVSPEA, publicada em 2017, como o documento-base para todo o processo de priorização de áreas para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano.

Esse resultado pode estar relacionado ao que foi observado nos demais critérios. A DNPAVQACH abrange, de modo geral, o monitoramento da qualidade da água destinada ao consumo humano e, complementarmente, o monitoramento de agrotóxicos. Da mesma forma, a P888 trata da qualidade da água destinada ao consumo humano de forma abrangente. Assim, é possível esperar que haja convergência entre os documentos.

A DMAACH, por sua vez, foi publicada para abordar especificamente o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano. Ela menciona, em seu conteúdo, a DNVSPEA, que também é um documento publicado para tratar da vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos. Se seguirmos a mesma lógica, esse resultado pode ser considerado esperado tendo em vista a convergência entre as temáticas dos documentos.

3.1.2.2. Lacunas nas diretrizes do Ministério da Saúde e implicações para a proposição do IVCAA

A classificação dos documentos conforme o atendimento a cada critério avaliado é apresentada na Figura 38.

Figura 38 - Classificação dos resultados obtidos para cada critério em cada um dos documentos analisados, onde 0 = não atendido, 1 = parcialmente atendido e 2 = totalmente atendido

CRITÉRIO	P888	DNPAVQACH	DNVSPEA	DMAACH	OTMAACH	
Indicadores para priorização geográfica	1	2	2	1	1	7
Multidimensionalidade	0	2	1	1	1	5
Sugestão de bases de dados ou sistemas de informação	0	0	1	0	1	2
Inclusão de populações e grupos vulneráveis	1	2	2	0	0	5
Complementariedade	2	1	1	2	0	6
	4	7	7	4	3	

Fonte: O autor, 2025.

Com base nos resultados da tabela de síntese, observa-se que a DNPAVQACH e a DNVSPEA foram identificadas como os documentos mais completos. Ambos obtiveram escore 7. Esses documentos se destacaram por apresentarem os melhores conjuntos de indicadores para priorização geográfica e por considerarem as populações e grupos vulneráveis nesse processo.

A DNPAVQACH, em específico, chama a atenção por apresentar o conjunto de indicadores com maior multidimensionalidade. Apesar de ser voltado para o monitoramento da qualidade da água de modo geral e, por isso, incluir indicadores que podem não ser relevantes para o caso dos agrotóxicos, esse documento considera indicadores da dimensão ambiental, que foi ignorada na DVSPEA. Por outro lado, a DNPAVQACH não apresenta nenhuma base de dados ou sistema de

informação que permita obter os indicadores que propõe, o que pode ser considerado um ponto fraco. A DNVSPEA, de forma contrária, apresenta melhor desempenho nesse critério, tendo o atendido, ao menos parcialmente.

A P888 e a DMAACH apresentaram escore 4. Ambos os documentos se destacaram por atenderem integralmente ao critério de complementariedade. Esse resultado pode estar atribuído ao fato de que esses documentos buscam estabelecer competências e indicam, em seu conteúdo, outros documentos para orientar determinados processos, como, no caso, a priorização geográfica de áreas para o monitoramento de agrotóxicos. Isso é corroborado pelo resultado superior obtido por ambos no critério 5 – Complementariedade. Os documentos mencionam a DNPAVQACH e a DNVSPEA como diretrizes a serem seguidas.

O documento com o pior resultado foi a OTMAACH, com escore 3. Esse documento atendeu parcialmente aos critérios “indicadores para priorização geográfica”, “multidimensionalidade” e “base de dados”. Populações e grupos vulneráveis não foram mencionados diretamente no conteúdo, apesar de haver menção à possibilidade de inclusão por parte do responsável pela priorização. O documento também não atende ao critério de complementariedade, não sendo mencionado ou identificado em nenhum dos demais, o que o torna desconectado deles.

Ao analisar a pontuação obtida em cada critério, considerando os documentos de forma geral, observa-se que o ponto mais forte das diretrizes do Ministério da Saúde, no contexto do estudo, é a apresentação de indicadores para priorização geográfica. Esse critério recebeu escore 7 e foi atendido, de forma parcial ou total, em todos os documentos analisados. O segundo critério com melhor desempenho geral foi o 5 - complementariedade. Com 6 pontos, esse critério não foi atendido, total ou parcialmente, apenas na OTMAACH. Os critérios 2 - multidimensionalidade e 4 - inclusão de populações e grupos vulneráveis ficaram em uma situação intermediária, com escore 5. A multidimensionalidade não foi atendida apenas na P888. O critério 4 - inclusão de grupos e populações vulneráveis - não foi atendido apenas na DMAACH e na OTMAACH. O pior resultado foi observado no critério 3 - sugestão de bases de dados e sistemas de informação. Ele obteve escore 2, sendo atendido parcialmente apenas na DNVSPEA e na OTMAACH e não atendido nos demais documentos.

Com base nesses resultados, considerou-se confirmada a hipótese de que há lacunas nas diretrizes do Ministério da Saúde para a priorização de áreas para o

monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano. A principal lacuna identificada é a falta de apresentação de bases de dados e de sistemas de informação que permitam obter dados para a construção dos indicadores. Isso pode reduzir a aplicabilidade e, conseqüentemente, a efetividade do processo de priorização geográfica como ferramenta de apoio à tomada de decisão.

Contudo, esse não é o único ponto que pode ser explorado para fortalecer as diretrizes. Os resultados obtidos no critério 2 - multidimensionalidade sugerem a falta de equidade na distribuição dos indicadores propostos por dimensão nos documentos. Isso pode torná-los tendenciosos, principalmente considerando que, com exceção da DMAACH, os documentos não tratam apenas do monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano. O critério “inclusão de grupos e populações vulneráveis” também representa uma oportunidade de aperfeiçoamento. Aspectos sociais do meio onde ocorre a contaminação hídrica são altamente relevantes para a compreensão correta de seus efeitos. Por isso, devem ser cada vez mais presentes nesse tipo de análise.

3.1.3. Integração crítica dos resultados para consolidação do arcabouço teórico-metodológico

Os resultados obtidos com a revisão sistemática da literatura científica e a análise das diretrizes do Ministério da Saúde identificaram lacunas importantes para direcionar a proposição do IVCAA. Observa-se uma tendência à preferência por análises que se restringem aos aspectos físicos da área de estudo. Isso sugere que fatores sociológicos e sanitários dos territórios têm sido subestimados, enquanto as características ambientais têm recebido maior atenção. Mas, ao ignorar esses fatores, as ferramentas de avaliação ignoram as relações humanas das populações que ocupam o território e que, no caso da saúde pública, são as principais afetadas pela contaminação da água de abastecimento público. Essas relações determinam, muitas vezes, a resiliência e a capacidade de resposta das populações diante dos impactos sofridos.

Com base nisso, a proposta metodológica do IVCAA deve incluir a avaliação de riscos sob uma perspectiva multidimensional. Isso significa considerar a

complexidade do fenômeno estudado e buscar formas de representá-lo da maneira mais realista possível. Para alcançar esse resultado em um contexto marcado por desigualdades sociais, como o brasileiro, é fundamental que se considerem a sociedade e a natureza como fatores interconectados. Dessa forma, será possível romper com as abordagens clássicas, limitadas ao contexto físico/ambiental, como o modelo DRASTIC-LU.

Outro ponto identificado como relevante para a proposição do IVCAA é a baixa disponibilidade de fontes e bases de dados para a obtenção de indicadores que subsidiem a avaliação de risco. O Brasil conta com um amplo acervo de bases de dados e séries históricas das mais diversas áreas do conhecimento, que fornecem informações sobre seu território e população. Porém, as diretrizes oficiais para priorização geográfica no monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano não apresentam fontes de forma clara. Assim, é importante que a proposta metodológica do IVCAA parta de um levantamento e de uma sistematização de dados, de modo a criar um apanhado de fontes que possam subsidiar estudos e análises futuros.

3.2. Consolidação da proposta metodológica

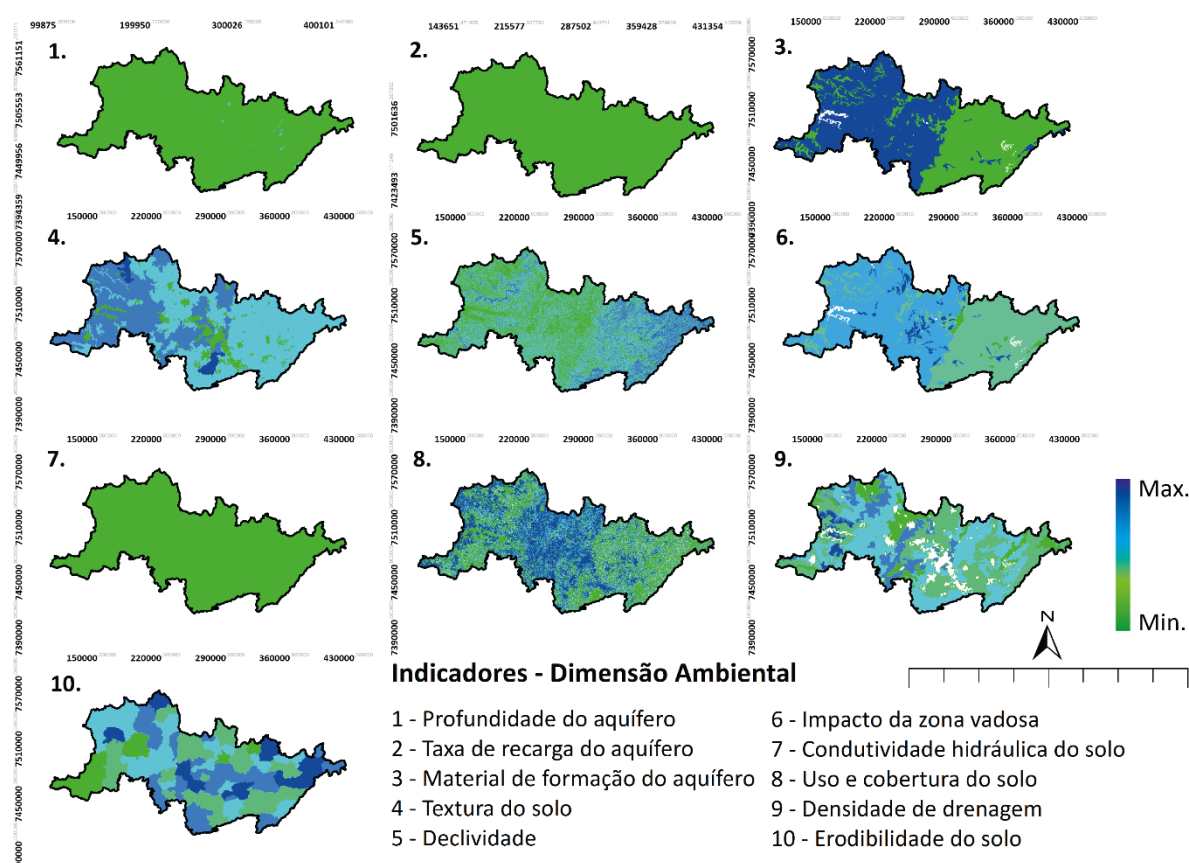
3.2.1. Análise dos indicadores selecionados

Considerando os resultados obtidos com a revisão sistemática da literatura (Seção 3.1.1) e a análise de conteúdo das diretrizes do Ministério da Saúde (Seção 3.1.2), foi levantado um total de 122 indicadores utilizados e/ou sugeridos para avaliar o risco ou a vulnerabilidade de áreas à contaminação hídrica por agrotóxicos. A partir desses indicadores e do arcabouço teórico-metodológico construído, chegou-se ao conjunto de 25 indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA. Tais indicadores foram definidos e apresentados na seção de materiais e métodos. Nesta seção, por sua vez, são apresentados os resultados obtidos para cada indicador. Os indicadores são apresentados conforme as dimensões do fenômeno estudado em que se enquadram.

3.2.1.1. Dimensão ambiental

A dimensão ambiental abrangeu o maior número de indicadores, totalizando 10 (Figura 39). Desse conjunto, os indicadores “taxa de recarga do aquífero” e “condutividade hidráulica do solo” foram os únicos a apresentar valores únicos para toda a área de estudo e, por isso, não apresentam variação espacial. Os valores definidos para as Bacias PCJ, no presente estudo, foram uma taxa de recarga de 97,6 mm/ano, classificada como 2 – baixa vulnerabilidade, e uma condutividade do solo entre 0,3 e 0,17 m/dia, classificada como 1 – muito baixa vulnerabilidade.

Figura 39 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão ambiental



Fonte: O autor, 2025.

A profundidade média do aquífero, determinada para a área de estudo, é de 177 m, com valores variando entre 3 m e 1.615 m. Considerando a classificação definida para esse indicador, verificam-se áreas em todas as classes de vulnerabilidade (1 a 5). Porém, a classe 2 – baixa vulnerabilidade é predominante, abrangendo 99,5 % do território. As classes 1 - muito baixa, 3 - moderada, 4 - alta e 5 - muito alta vulnerabilidade, respectivamente, abrangem apenas 0,24 %, 0,15 %, 0,03 % e 0,001 % da área de estudo. Conforme os valores médios municipais, os cinco municípios com menor profundidade dos aquíferos são: Pedra Bela (69 m), Toledo (86 m), Torrinha (86 m), Vargem (92 m) e Joanópolis (94 m).

Para o indicador material de formação do aquífero, verificou-se a presença de apenas duas classes de vulnerabilidade: 2 – baixa e 3 – moderada. A classe 3, composta por arenito, calcário e folhelho estratificado, é predominante. Essa classe abrange 55% do território da área de estudo. A classe 2, representada por rochas metamórficas e ígneas alteradas ou não, abrangeu 44% do território. A porção faltante representa pontos de corpos hídricos ou indisponibilidade de dados. Considerando o valor médio municipal desse indicador, apenas 5 municípios obtiveram valor igual a 3: Águas de São Pedro, Saltinho, Hortolândia, Anhembi e Rafard.

Em relação à textura do solo, verificou-se a presença das classes 1 – muito baixa, 2 – baixa, 3 – moderada e 5 – muito alta de vulnerabilidade. A classe 2 foi predominante, abrangendo 55% da área de estudo. Essa classe é representada por solos argilosos. A classe 3 foi a segunda mais abrangente, cobrindo 34% do território. Essa classe foi representada por solos transicionais arenoso-argilosos e por solos arenosos médios. As classes 5 e 1 foram as de menor abrangência, cobrindo, respectivamente, 2,5% e 0,02%. A classe 5 é representada por solos arenosos e por solos cascalhentos médios. A classe 1, por sua vez, é representada por solos orgânicos. Considerando os valores médios municipais desse indicador, os 5 municípios mais vulneráveis devido à textura do solo são: Itupeva, Brotas, Torrinha, Analândia e Mombuca.

A declividade do território das bacias PCJ varia entre 0% e 164%, abrangendo desde áreas totalmente planas até encostas e paredões íngremes. Seu valor médio é de 11%. Considerando a classificação adotada para esse indicador, estão presentes, na área de estudo, todas as classes de vulnerabilidade (1 a 5). A classe 3 – vulnerabilidade moderada, que corresponde a declividades entre 12% e 20%, é predominante na área de estudo, abrangendo 31% do território. As classes 1 – muito

baixa vulnerabilidade e 2 – baixa vulnerabilidade, que representam zonas com declividade entre 0% e 6%, são as segundas mais abrangentes, cobrindo, cada uma, 26% da área de estudo. Os cinco municípios com maior declividade média são: Sapucaí-Mirim (26%), Camanducaia (24%), Itapeva (23%), Monte Alegre do Sul (22%) e Joanópolis (21%).

Para o indicador impacto da zona vadosa, foi observada a presença das classes 1 – muito baixa, 2 – baixa, 3 – moderada e 4 – alta vulnerabilidade na área de estudo. A classe 3 é mais extensa, abrangendo 50% do território das bacias PCJ. Essa classe representa áreas onde a zona vadosa é composta por rochas sedimentares. A classe 2 é a segunda maior, cobrindo 43% da área total, representada por áreas de rochas metamórficas e/ou ígneas. As classes 1 e 4 são as menos extensas, abrangendo, respectivamente, 1,5% e 3,5% da área de estudo. A classe 1 é composta por rochas graníticas, enquanto a classe 4, por sua vez, por áreas de arenito ou cascalho. Os valores médios desse indicador variaram entre 0,12 e 0,000029. Os cinco municípios mais vulneráveis, segundo ele, são: Botucatu, Piracicaba, Brotas, Campinas e Anhembi.

Em relação ao uso do solo na área de estudo, foi identificada a presença de áreas classificadas como 1 – muito baixa, 3 – moderada, 4 – alta e 5 – muito alta vulnerabilidade. A classe 1, que representa corpos hídricos, formações florestais, savânicas e campestres, e áreas de pastagem, é a mais abrangente, cobrindo 40%. A classe 5 é a segunda mais abrangente, cobrindo 29% da área de estudo. Ela é a classe de maior vulnerabilidade, representada por áreas de cultivo agrícola, áreas urbanas e zonas de solo exposto. A classe 4 abrange 25% da área de estudo, representando zonas de mineração e mosaicos de usos. A classe de menor abrangência é a 3, que abrange áreas de silvicultura e cobre 5% da área de estudo. Os valores médios municipais desse indicador variaram entre 1 e 4,5. Os cinco municípios mais vulneráveis são: Hortolândia, Santa Gertrudes, Santa Bárbara d'Oeste, Cordeirópolis e Iracemópolis.

As bacias PCJ possuem uma densidade média de drenagem de 0,19 km/km². As médias municipais variam entre 0 e 0,29 km/km². Considerando a classificação adotada para esse indicador, estão presentes, na área de estudo, todas as classes (1 a 5). A classe 2 – baixa vulnerabilidade é predominante, abrangendo 27% da área de estudo. A classe 3 – moderada vulnerabilidade, segunda maior, abrange 25% do território. As classes 4, 5 e 1 correspondem a 24%, 13% e 10%, respectivamente. Os

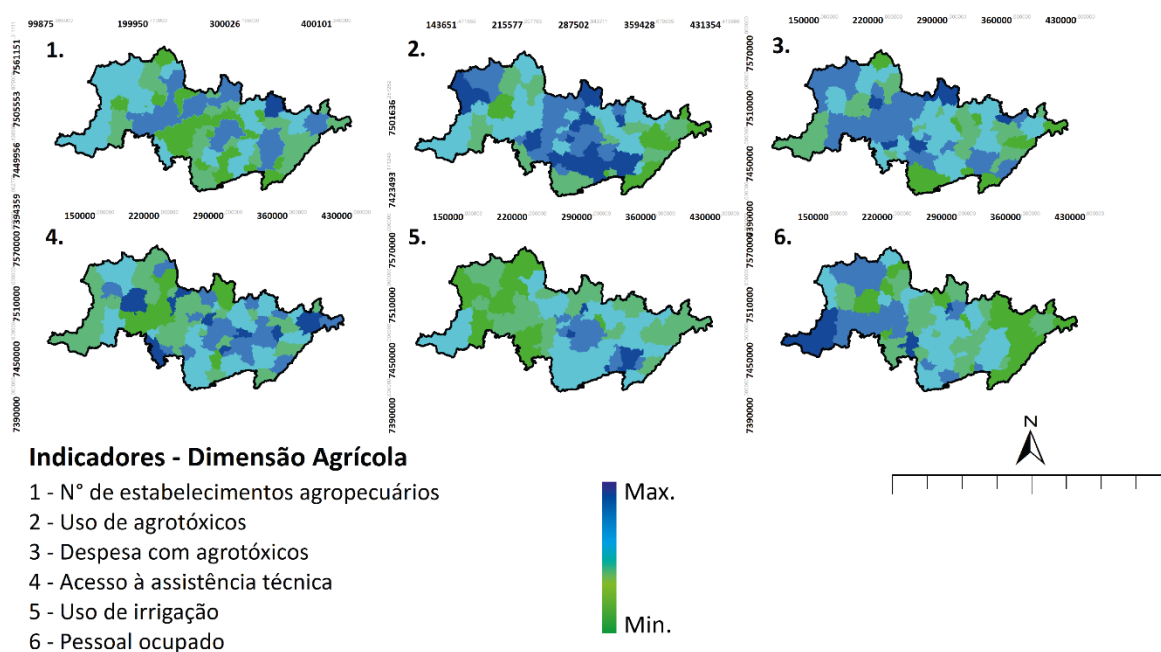
cinco municípios com maior densidade de drenagem são: Itatiba (0,29), Joanópolis (0,29), Santa Bárbara d'Oeste (0,29), Camanducaia (0,28) e Socorro (0,28).

Em relação à erodibilidade do solo, estão presentes na área de estudo todas as classes de vulnerabilidade. A classe 3 – moderada vulnerabilidade é a mais abrangente, representando 38% do território da área de estudo. A segunda colocação é ocupada pela classe 2 – baixa vulnerabilidade, que representa 29% do território. A classe 4 – alta vulnerabilidade representa 11%, enquanto as classes 1 – muito baixa e 5 – muito alta vulnerabilidade representam, respectivamente, 11% e 2%. Os valores médios municipais variaram entre 1 e 4. Os municípios mais vulneráveis (valor médio igual a 4) são: Hortolândia, Saltinho, São Pedro e Santa Maria da Serra.

3.2.1.2. Dimensão agrícola

A dimensão agrícola incluiu 6 indicadores (Figura 40).

Figura 40 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão agrícola



Fonte: O autor, 2025.

Em relação ao número de estabelecimentos agropecuários, verificou-se que os municípios inseridos na área possuem, em média, 292 estabelecimentos. A classe 1 – muito baixa foi predominante, abrangendo 39% (30) dos municípios. A classe 2 – baixa, foi a segunda mais abrangente, incluindo 28% (21) dos municípios. A classe 3 incluiu 20% (15) dos municípios, seguida pela classe 4, que incluiu 12% (9). A classe 5 – muito alta, por sua vez, incluiu apenas o município de Socorro (1%), o com maior número de estabelecimentos, totalizando 1.749. O município de Várzea Paulista é o com menos estabelecimentos, com um total de apenas 8.

Uma média de 43% dos estabelecimentos agropecuários dos municípios inseridos nas Bacias PCJ declararam utilizar agrotóxicos. Considerando a classificação adotada para esse indicador, as classes 3 – moderada e 5 – muito alta vulnerabilidade são predominantes, incluindo, respectivamente, 26% (20) e 23% (18) dos municípios. A classe 4 – alta vulnerabilidade é a terceira mais representativa, incluindo 19% (15) dos municípios. A classe 2 – baixa, abrange 17% (13) dos municípios, e a classe 1 – muito baixa, 13% (10). O município com o maior uso de agrotóxicos é Hortolândia, onde esses compostos são empregados em 84% dos estabelecimentos. No município de São Pedro, apenas 8% dos estabelecimentos declararam utilizar agrotóxicos, o que é o menor uso.

As despesas com agrotóxicos representam, em média, 5% das despesas totais dos estabelecimentos agropecuários da área de estudo. As classes 3 – moderada e 4 – alta são predominantes, abrangendo, respectivamente, 30% (23) e 25% (19) dos municípios. A classe 2 é a terceira mais extensa, com 21% (16). A classe 1 – muito baixa vulnerabilidade incluiu 16% (12) dos municípios. A classe 5 – muito alta, por sua vez, inclui 8% (9) dos municípios. Os maiores gastos com agrotóxicos são registrados no município de Mombuca, onde correspondem a 14% das despesas totais. Nos municípios de Mairiporã, Pedreira, Campo Limpo, Analândia, Salto, Sapucaí-Mirim, Cabreúva e Itu, tais despesas representaram menos de 1% das despesas totais. Por isso, esses são os municípios em que menos se gasta com agrotóxicos.

Em relação ao pessoal ocupado, os estabelecimentos agropecuários da área de estudo possuem, em média, 5 trabalhadores. Conforme a classificação empregada para esse indicador, as classes 2 – baixa e 1 – muito baixa são as mais extensas, abrangendo 30% (23) e 29% (22) dos municípios, respectivamente. A classe 3 – moderada é a terceira, abrangendo 24% (18) dos municípios. A classe 4 – alta abrange 13% (10) dos municípios, enquanto a classe 5 – muito alta abrange 4% (3).

O município com a maior média de trabalhadores por estabelecimento é Botucatu, com 17 trabalhadores. O município de Toledo é aquele em que os estabelecimentos contam com menos trabalhadores, com uma média de apenas 2.

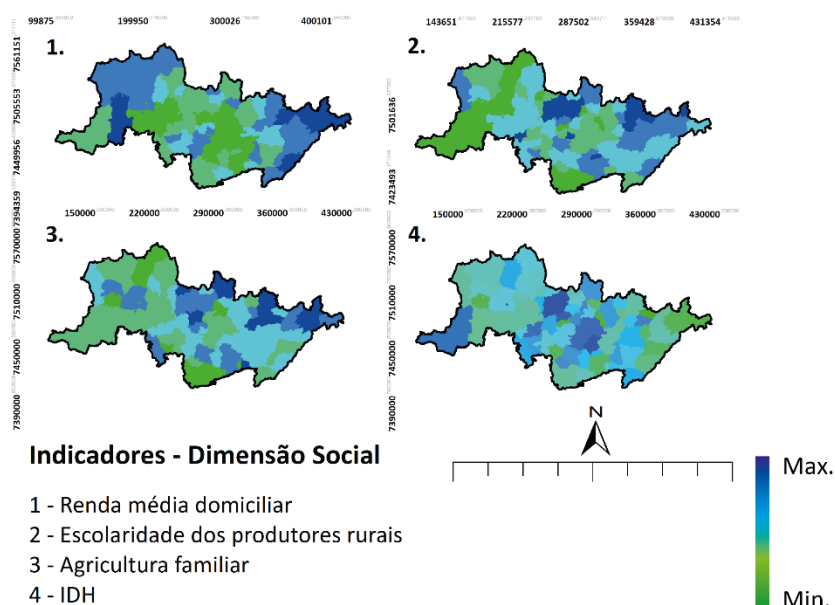
Em média, 40% dos estabelecimentos agropecuários da área de estudo contam com assistência técnica para a realização de suas atividades. A classe 2 – baixa é a mais abrangente, incluindo 32% (24) dos municípios. Ela é seguida pela classe 3 – moderada, que se estende por 26% (20) dos municípios. A classe 4, por sua vez, abrange 22% (17) dos municípios. As classes menos extensas são 5 – muito alta e 1 – muito baixa, que alcançam, respectivamente, 13% (10) e 7% (5) dos municípios. Mogi-Mirim apresenta a maior abrangência, na qual 92% dos estabelecimentos têm acesso a esse serviço. O município com menos acesso à assistência técnica é Camanducaia, com cobertura de apenas 4%.

Em média, 22% dos estabelecimentos agropecuários da área de estudo declaram utilizar irrigação. Predominam áreas da classe 3 – moderada, que abrange 36% (27) dos municípios. A segunda classe mais extensa é 2 – baixa, que inclui 30% (23) dos municípios. A classe 1 – muito baixa inclui 18% (14), enquanto a classe 4 – alta, abrange 11% (8). A classe 5 – muito alta, por sua vez, inclui 5% (4) dos municípios. Hortolândia é o município mais irrigado, onde 89% dos estabelecimentos agropecuários utilizam essa técnica. O município com menos irrigação de lavouras é Anhembi, onde apenas 2% dos municípios declaram utilizar essa técnica.

3.2.1.3. Dimensão social

A dimensão social abrangeu 4 indicadores (Figura 41).

Figura 41 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão social



Fonte: O autor, 2025.

Os municípios da área de estudo possuem renda domiciliar média de R\$ 1.661,26. O município com maior renda média é Valinhos, com renda média de R\$ 2.500,00. O pior rendimento médio é observado no município de Sapucaí-Mirim, com média de R\$ 1.020,00. Considerando a classificação adotada para o indicador, a classe 2 – baixa se destaca como a mais abrangente, incluindo 30% (23) dos municípios. A segunda classe mais abrangente é a 1 – muito baixa, que incluiu 22% (17) dos municípios. A classe 3 – moderada, ocupa a terceira colocação, englobando 18% (14). As duas classes menos abrangentes são 5 – muito alta e 4 – alta, que abrangem, respectivamente, 18% (14) e 11% (8) dos municípios.

No território da área de estudo, uma média de 44% dos produtores rurais teve o ensino fundamental como nível mais elevado de escolaridade. O município de Hortolândia é aquele com o maior percentual de produtores rurais com baixa escolaridade, totalizando 73%. O município de São Pedro, por sua vez, é aquele com o menor percentual de produtores rurais com baixa escolaridade, apenas 16%. Considerando a classificação do indicador, predominam na área de estudo as classes 3, 2 e 4, que abrangem, respectivamente, 29% (22), 21% (16) e 21% (16) dos

municípios. A classe 1 – muito baixa incluiu 17% (13) dos municípios. A classe com menor abrangência foi 5 – muito alta, incluindo 12% (9) dos municípios.

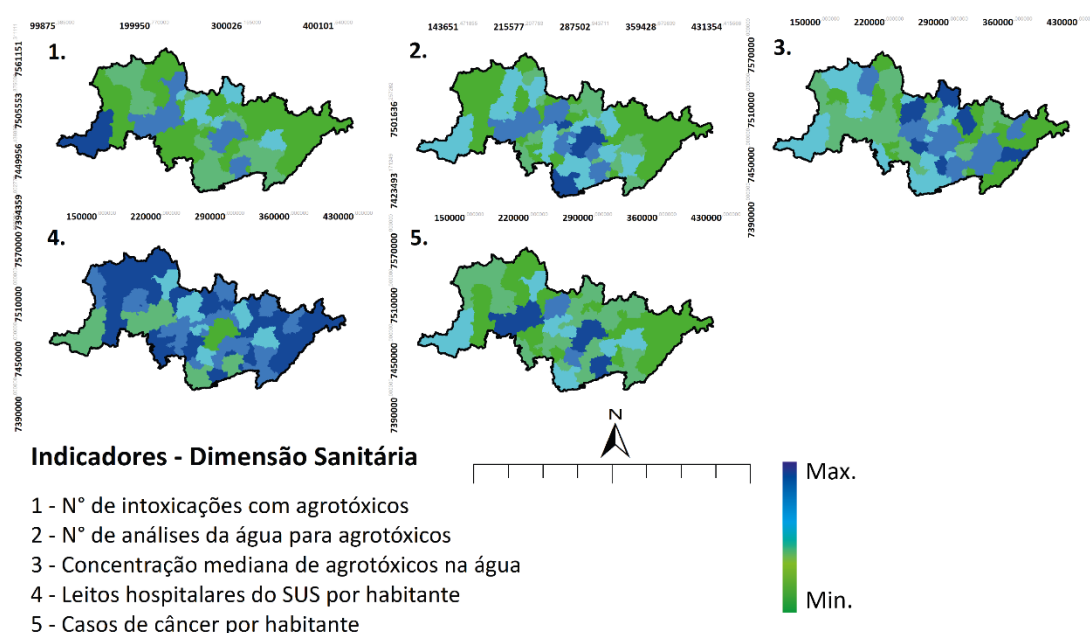
Em média, 57% dos estabelecimentos agropecuários dos municípios inseridos na área de estudo são classificados como de agricultura familiar. A maior concentração de estabelecimentos desse tipo foi observada no município de Cordeirópolis, onde 85% adotam esse modelo produtivo. O município com menos participação da agricultura familiar é Itu, onde apenas 27% dos estabelecimentos agropecuários são familiares. Conforme a classificação do indicador, predomina, na área de estudo, a classe 3 – moderada, que abrange 33% (25) dos municípios. As classes 2 – baixa e 4 – alta incluem, respectivamente, 21% (16) e 20% (15). As classes menos abrangentes são 1 – muito baixa e 5 – muito alta; ambas incluem 13% (10) dos municípios cada.

O IDH médio da área de estudo é 0,751. De acordo com a classificação do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, esse valor se enquadra na categoria de alto desenvolvimento humano. Conforme a classificação aplicada ao indicador, verificou-se que a classe 2 – baixa foi predominante, incluindo 28% (21) dos municípios. As classes 3 – moderada e 4 – alta, por sua vez, representam 22% (17) dos municípios cada. A classe 5 – muito alta inclui 14% (11) dos municípios. A classe menos abrangente foi a 1 – muito baixa, que incluiu 13% (10) dos municípios. O município com o maior IDH é Águas de São Pedro, enquanto o menor é Toledo.

3.2.1.4. Dimensão sanitária

A dimensão sanitária incluiu 5 indicadores (Figura 42).

Figura 42 - Distribuição espacial dos indicadores selecionados para a dimensão sanitária



Fonte: O autor, 2025.

Os municípios inseridos na área de estudo registraram, em média, 48 casos de intoxicação por agrotóxicos no período de 2012 a 2024. O município com o maior número de intoxicações por agrotóxicos foi Botucatu, com 675 casos. Três municípios não registraram nenhum caso de intoxicação: Amparo, Tietê e Piracaia. Considerando a classificação adotada para esse indicador, as classes 1 – muito baixa e 2 – baixa são predominantes, abrangendo, respectivamente, 62% (47) e 22% (17) dos municípios. As classes 3 – moderada, 4 – alta e 5 – muito alta, por sua vez, representam, respectivamente, 8% (6), 7% (5) e 1% (1) dos municípios.

Foi registrada uma concentração mediana de 5,4 µg/L de agrotóxicos na água para consumo humano dos municípios inseridos na área de estudo. Predominam, em seu território, municípios classificados como 1 – muito baixa, o que representa 84% do total de municípios. As classes 2, 3, 4 e 5 representam, respectivamente, 7% (5), 5% (4), 1% (1) e 3% (2) dos municípios. Campo Limpo Paulista e Camanducaia apresentaram as maiores concentrações medianas. Em 7 municípios foram verificadas concentrações medianas iguais a zero: Pedra Bela, Analândia, Ipeúna, Morungaba, Engenheiro Coelho, Piracicaba e Sapucaí-Mirim.

Os municípios da área de estudo possuem, em média, 83 leitos hospitalares do SUS disponíveis. Um total de 58% (44) dos municípios receberam a classificação 5 – muito alta. Outros 26% (20) foram classificados como 4 – alta. As classes 3, 2 e 1 representaram, respectivamente, 9% (7), 5% (4) e 1% (1). Um total de 19 municípios não dispõem de nenhum leito. O município de Campinas, por sua vez, é o com mais leitos hospitalares do SUS, com um total de 1.356.

No sistema SISAGUA, para os municípios inseridos na área de estudo, foi registrada uma média de 9.513 análises para monitoramento da presença de agrotóxicos na água de consumo humano. Conforme a classificação adotada para esse indicador, 47% (36) dos municípios foram classificados como 1 – muito baixa. A classe 3 – moderada é a segunda mais abrangente, incluindo 21% (16) dos municípios. A classe 2 – baixa, por sua vez, incluiu 18% (14) dos municípios. As classes 4 – alta e 5 – muito alta, foram as menos abrangentes, incluindo, respectivamente, 9% (7) e 4% (3) dos municípios. Os municípios com mais análises registradas foram Campinas (65.657) e Americana (53.073). Apenas o município de Sapucaí-Mirim não registrou nenhuma análise no sistema.

Os municípios inseridos na área de estudo apresentam uma média de 178 casos de câncer por 100 mil habitantes. Do total de municípios, 45% (34) foram classificados como 2 – baixa. As classes 1 – muito baixa e 3 – moderada representaram, respectivamente, 21% (16) e 20% (15) dos municípios. A classe 4 – alta incluiu um total de 12% (9) dos municípios. A classe menos abrangente foi a 5 – muito alta, na qual foram incluídos apenas 3% (2) dos municípios. Mombuca, apresenta a menor incidência de casos de câncer, uma média de 6 casos a cada 100 mil habitantes. Campinas, por sua vez, apresenta a maior média, com 2.504 casos por 100 mil habitantes.

3.2.1.5. Síntese dos resultados dos indicadores

Nesta seção, os resultados obtidos com os indicadores são sintetizados para caracterizar a realidade da área de estudo em cada uma das dimensões analisadas.

Os indicadores da dimensão ambiental indicam que as bacias PCJ são pouco vulneráveis à contaminação da água subterrânea. Seus aquíferos são, em sua maioria, profundos e, portanto, não sofrem tanto risco. Isso também se deve ao material de formação do aquífero e da zona vadosa, classificado como de vulnerabilidade média a moderada. Porém, a participação desses recursos no abastecimento público local é pequena e não exclui a vulnerabilidade à contaminação dos corpos hídricos superficiais.

Neste sentido, o uso do solo foi o principal fator de risco, devido à significativa proporção de municípios classificados como de muito alta vulnerabilidade. A presença de áreas de plantio, de solo exposto e de urbanização, quando associada a outros fatores, pode tornar-se determinante para a vulnerabilidade de um município. Na área de estudo, a densidade de drenagem é heterogênea, variando de baixa a alta vulnerabilidade. A textura do solo, por sua vez, varia de moderada a alta. E, quanto à erodibilidade, predominam áreas de vulnerabilidade moderada. Dessa forma, os municípios altamente drenados, com textura do solo permeável, podem ter sua erodibilidade agravada, principalmente em áreas de agricultura ou em solos expostos. Isso pode criar um risco elevado de transporte de agrotóxicos no escoamento superficial, diluídos em água e associados aos sedimentos.

Na dimensão agrícola, os resultados obtidos nos indicadores número de estabelecimentos agropecuários e de pessoal ocupado sugerem que, na área de estudo, esses fatores não representam grande risco. Predominam municípios classificados como de vulnerabilidade muito baixa e baixa. Por outro lado, o uso de agrotóxicos e o acesso à assistência técnica são os principais fatores de risco, com os maiores números de municípios classificados como de muito alta vulnerabilidade. As despesas com agrotóxicos corroboram esse resultado, predominando em municípios de vulnerabilidade moderada e alta. O uso intensivo de agrotóxicos, principalmente quando realizado sem orientações técnicas adequadas, pode elevar significativamente a probabilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos.

Na dimensão social, o nível de escolaridade dos produtores rurais e a presença de agricultura familiar podem ser os principais fatores de vulnerabilidade. Esses indicadores são aqueles com o maior número de municípios classificados como de vulnerabilidade moderada e alta. A renda, apesar da predominância de áreas de muito baixa e baixa vulnerabilidade, também pode ser determinante em municípios de alta e muito alta vulnerabilidade. Associados, esses fatores podem ser determinantes tanto para a vulnerabilidade da sua população aos efeitos da contaminação da água de abastecimento público por agrotóxicos quanto para sua resiliência.

Na dimensão sanitária, a disponibilidade de leitos hospitalares do SUS pode ser considerada o principal fator de risco, com o maior número de municípios classificados como de muito alta vulnerabilidade. Esse é um fator importante para avaliar a possibilidade de resiliência da população por meio do acesso a serviços de saúde. Entretanto, os demais indicadores podem ser determinantes para avaliar a possibilidade de exposição aos agrotóxicos. Os indicadores de concentração de agrotóxicos na água, número de análises realizadas, intoxicações e casos de câncer, apesar de classificados como de muito baixa vulnerabilidade na maioria dos municípios, são considerados de muito alta vulnerabilidade em alguns casos específicos. Portanto, quando combinados, permitem inferir que há risco de exposição da população à água contaminada e, nesse caso, essa população pode ter sua situação agravada pela limitação de acesso aos serviços de saúde.

3.2.2. Ponderação participativa dos indicadores

O processo de ponderação participativa reuniu um total de 7 participantes por meio do método de bola de neve. O conjunto de participantes mostrou-se diverso, incluindo doutores (6) e mestres (1) com formação em ciências agrárias, ciências ambientais, engenharia civil, engenharia agrônoma, engenharia ambiental e gestão ambiental. Tais profissionais estão associados a um total de 6 instituições diferentes: Instituto de Zootecnia de São Paulo; Comitês das Bacias Hidrográficas PCJ; Universidade do Estado do Rio de Janeiro; Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Piabanha; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; Universidade Federal de Juiz de Fora; e Instituto Federal de Ciência Educação e Tecnologia de São Paulo.

Com base nos valores de importância atribuídos pelos participantes, foi possível obter um peso médio para os indicadores e as dimensões que compõem o IVCAA (Tabela 2). Os pesos médios definidos para os indicadores variaram entre 5 e 2,14. Isso demonstra que nenhum indicador foi considerado irrelevante conforme seu valor final de importância. O indicador concentração de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano foi o único a receber o peso 5, sendo considerado o indicador mais importante pelos participantes. O indicador Leitos do SUS por habitante, por sua vez, foi considerado o menos importante, com um peso médio de 2,24. Tal indicador também foi o único do conjunto a receber peso 1 – irrelevante para mais de um participante.

Tabela 2 - Pesos atribuídos pelos participantes, pesos finais e desvio padrão calculados para cada um dos indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA, no processo de ponderação participativa (continua)

Indicador	Pesos atribuídos							Peso final	Desvio Padrão
Profundidade do aquífero	3	3	4	4	5	5	5	4,14	0,90
Taxa de recarga do aquífero	4	4	4	4	4	5	5	4,29	0,49
Material de formação do aquífero	3	4	4	5	5	3	5	4,14	0,90
Textura do solo	4	4	5	5	5	5	5	4,71	0,49
Declividade	4	4	4	5	5	5	5	4,57	0,53
Impacto da Zona Vadosa	3	3	4	4	5	5	5	4,14	0,90
Condutividade hidráulica do solo	3	4	4	4	5	5	5	4,29	0,76
Uso do solo	4	5	5	5	5	5	5	4,86	0,38
Densidade de drenagem	4	4	4	4	5	5	5	4,43	0,53
Erodibilidade do solo	5	5	5	5	5	4	4	4,71	0,49
N estabelecimentos	2	3	3	3	4	5	5	3,57	1,13
Uso agrotóxicos	5	5	5	5	4	4	0	4,67	0,52
Despesa com agrotóxicos	2	3	3	3	4	5	5	3,57	1,13
Uso de irrigação	2	3	4	0	0	0	0	3,00	1,00
Pessoal ocupado	1	2	2	3	3	4	0	2,50	1,05

Fonte: O autor, 2025.

Tabela 2 - Pesos atribuídos pelos participantes, pesos finais e desvio padrão calculados para cada um dos indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA, no processo de ponderação participativa (continuação)

Indicador	Peso Atribuído							Peso Final	Desvio Padrão
Acesso à assistência técnica	2	3	4	4	4	5	5	3,86	1,07
Renda média domiciliar	1	2	3	3	3	3	4	2,71	0,95
Nível de escolaridade dos prod. rurais	2	3	3	3	4	5	5	3,57	1,13
Agricultura familiar	2	3	3	4	4	4	4	3,43	0,79
IDH	2	2	3	3	3	3	0	2,67	0,52
Intoxicações com agrotóxicos	4	4	4	4	4	5	5	4,29	0,49
Concentração de agrotóxicos na água	5	5	5	5	5	5	0	5,00	0,00
Nº de análises p/ agrotóxicos	1	3	4	4	5	5	0	3,67	1,51
Nº leitos hospitalares do SUS	1	1	2	2	2	3	4	2,14	1,07
Casos de câncer por habitante	1	2	3	3	3	4	4	2,86	1,07
Dimensão Ambiental	4	4	5	5	5	5	0	4,67	0,52
Dimensão Agrícola	4	4	5	5	5	5	0	4,67	0,52
Dimensão Social	3	4	4	4	4	5	0	4,00	0,63
Dimensão Sanitária	3	3	4	4	4	5	0	3,83	0,75

Fonte: O autor, 2025.

Em relação às dimensões que compõem o IVCAA, os pesos médios definidos variaram entre 3,83 e 4,67. As dimensões ambiental e agrícola receberam os maiores pesos, ambas com 4,67. A dimensão social recebeu peso 4. A dimensão sanitária, por sua vez, foi considerada a menos importante, recebendo um peso de 3,83. Apesar de receber o menor valor de importância, a dimensão sanitária engloba o indicador de concentração de agrotóxicos na água de consumo humano, que foi o único do conjunto pré-selecionado a receber peso médio final igual a 5 – muito importante.

Com base nos valores de desvio padrão dos conjuntos de votos recebidos para cada indicador e dimensão, foi possível identificar convergências e divergências nas opiniões dos participantes. O indicador com maior consenso foi a concentração de agrotóxicos na água para consumo humano. Esse indicador foi julgado por 6 participantes, e todos atribuíram peso 5 – muito importante –, o que gerou um desvio

padrão igual a zero. O número de análises de qualidade da água realizadas para agrotóxicos, por sua vez, foi o indicador com maior divergência de opiniões. Esse indicador apresentou um desvio padrão de 1,51. Ele foi julgado por 6 participantes e recebeu 4 pesos diferentes, sendo o peso 2 – pouco importante, o único que não lhe foi atribuído por nenhum participante.

Quanto às dimensões, os valores de desvio padrão variaram entre 0,52 e 0,75. As dimensões ambiental e agrícola foram as duas com maior convergência de opiniões entre os participantes. Ambas obtiveram desvios-padrão iguais a 0,52. A dimensão sanitária apresentou desvio padrão de 0,63. A dimensão sanitária apresentou a maior divergência, com desvio padrão de 0,75. Ela foi a única a receber 3 pesos diferentes nesse processo; todas as demais receberam, no máximo, 2 pesos diferentes.

3.3. Composição do IVCAA

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir dos procedimentos adotados para a composição do IVCAA. Estão incluídas nesse processo a agregação dos indicadores pré-selecionados, conforme as dimensões em que se dividem, e a agregação dos resultados de cada dimensão para compor o IVCAA. Os resultados obtidos em cada um desses procedimentos são descritos a seguir.

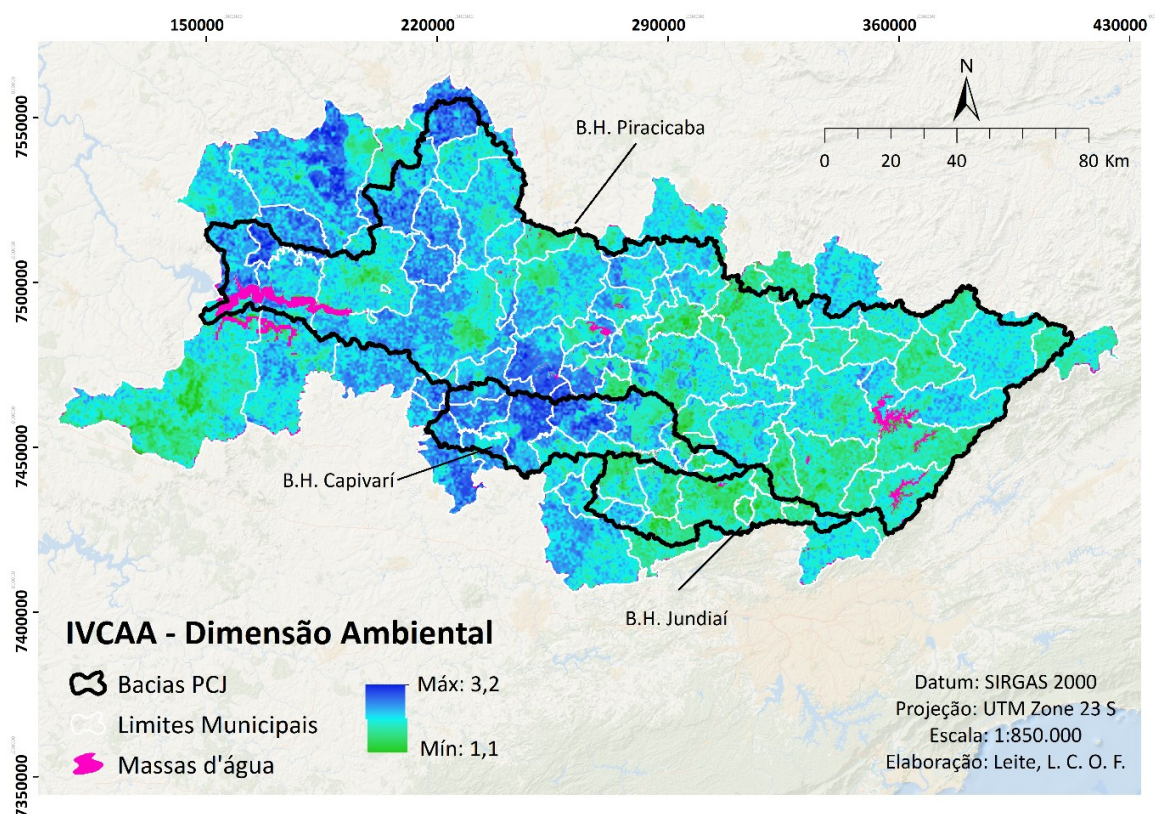
3.3.1. Dimensões do IVCAA

3.3.1.1. Dimensão ambiental

Os valores de vulnerabilidade ambiental observados na área de estudo variam entre 1,1 e 3,2 (Figura 43). Os valores médios municipais de vulnerabilidade variaram entre 2,70 e 1,93. Considerando o sistema de classificação fixa para os valores de

IVCAA, observa-se apenas a presença de municípios classificados como de 2 – baixa e 3 – moderada vulnerabilidade ambiental à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. As classes 1 – muito baixa, 4 – alta e 5 – moderada não estão presentes nessa dimensão.

Figura 43 - Distribuição espacial do IVCAA da dimensão ambiental no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



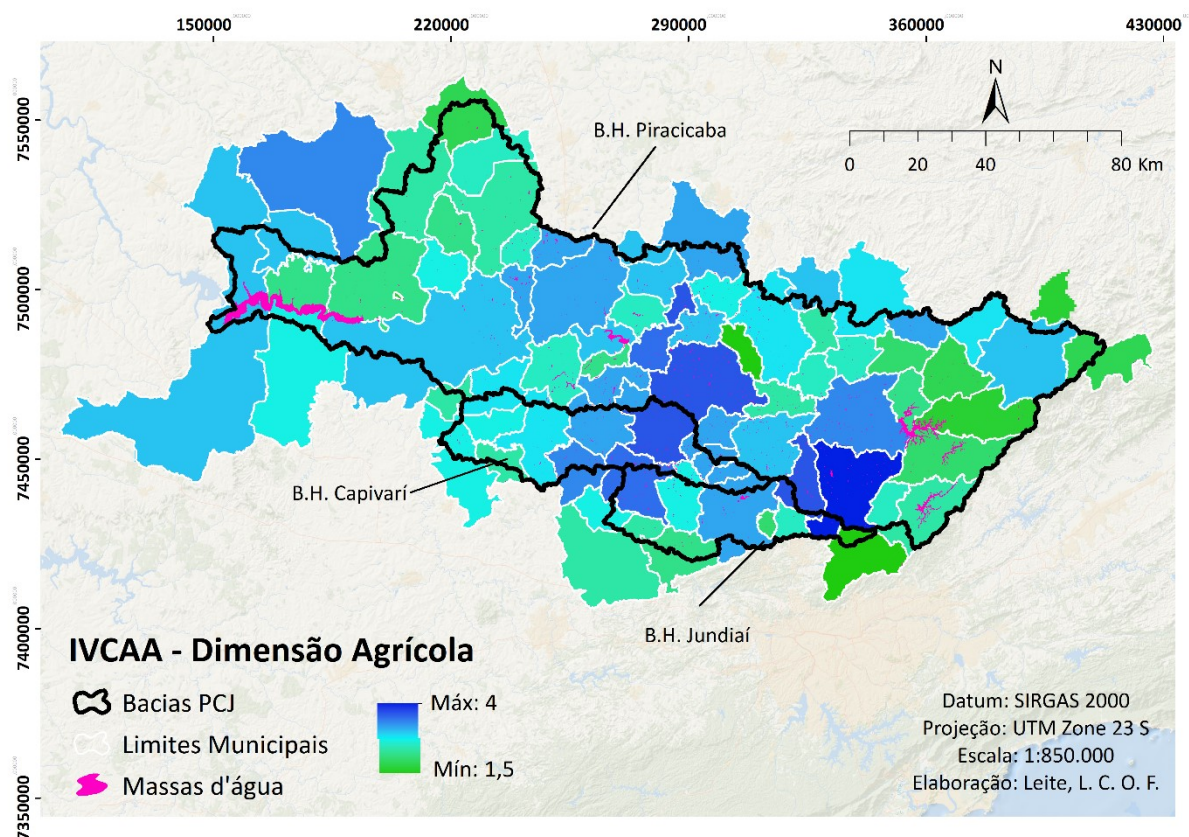
Fonte: O autor, 2025.

A classe 2 – baixa é predominante, abrangendo 65 (85%) dos municípios inseridos na área de estudo. A classe 3 – moderada, por sua vez, abrangeu 12 (15%) dos municípios, que, no presente estudo, podem ser considerados os mais vulneráveis devido aos seus atributos ambientais. São eles: Analândia (2,70), Monte Mor (2,69), Santa Bárbara d'Oeste (2,67), Torrinha (2,67), Capivari (2,66), Mombuca (2,66), Charqueada (2,62), Tietê (2,61), Ipeúna (2,61), Saltinho (2,59), Rio das Pedras (2,51) e Brotas (2,51).

3.3.1.2. Dimensão agrícola

A dimensão agrícola, por sua vez, apresentou valores médios de IVCAA municipal entre 1,5 e 4 (Figura 44). Conforme a classificação dos valores, observou-se a presença de áreas com vulnerabilidade agrícola de 2 – baixa, 3 – moderada e 4 – alta. As classes 1 – muito baixa e 5 – muito alta não estão presentes nessa dimensão.

Figura 44 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão agrícola no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



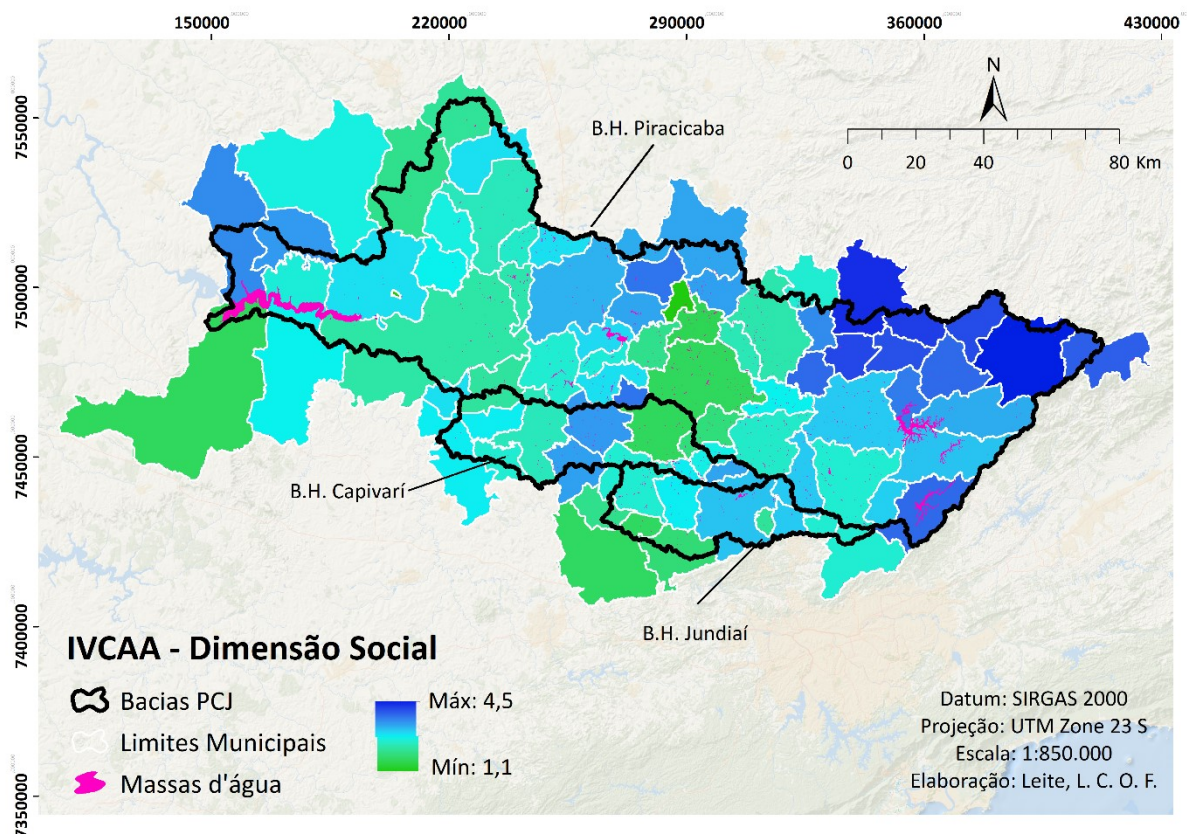
Fonte: O autor, 2025.

A classe 3 – moderada foi predominante, incluindo 46 (60%) dos municípios. A classe 2 – baixa é a segunda mais abrangente, incluindo 25 municípios (32%), enquanto a classe 4 – alta inclui 6 municípios (8%). Os municípios inseridos na classe 4 podem ser considerados os mais vulneráveis à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos devido aos fatores relacionados ao manejo agrícola realizado em seu território; são eles: Atibaia (4), Holambra (3,67), Campinas (3,67), Jarinu (3,67), Paulínia (3,50) e Indaiatuba (3,50).

3.3.1.3. Dimensão social

Em relação à vulnerabilidade social, os valores de IVCAA médio municipal variaram entre 1,1 e 4,5 (Figura 45). Conforme a classificação dos valores, estão presentes na área de estudo municípios incluídos nas classes de vulnerabilidade de 1 a 4. Não está presente a classe 5 – muito alta vulnerabilidade.

Figura 45 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão social no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



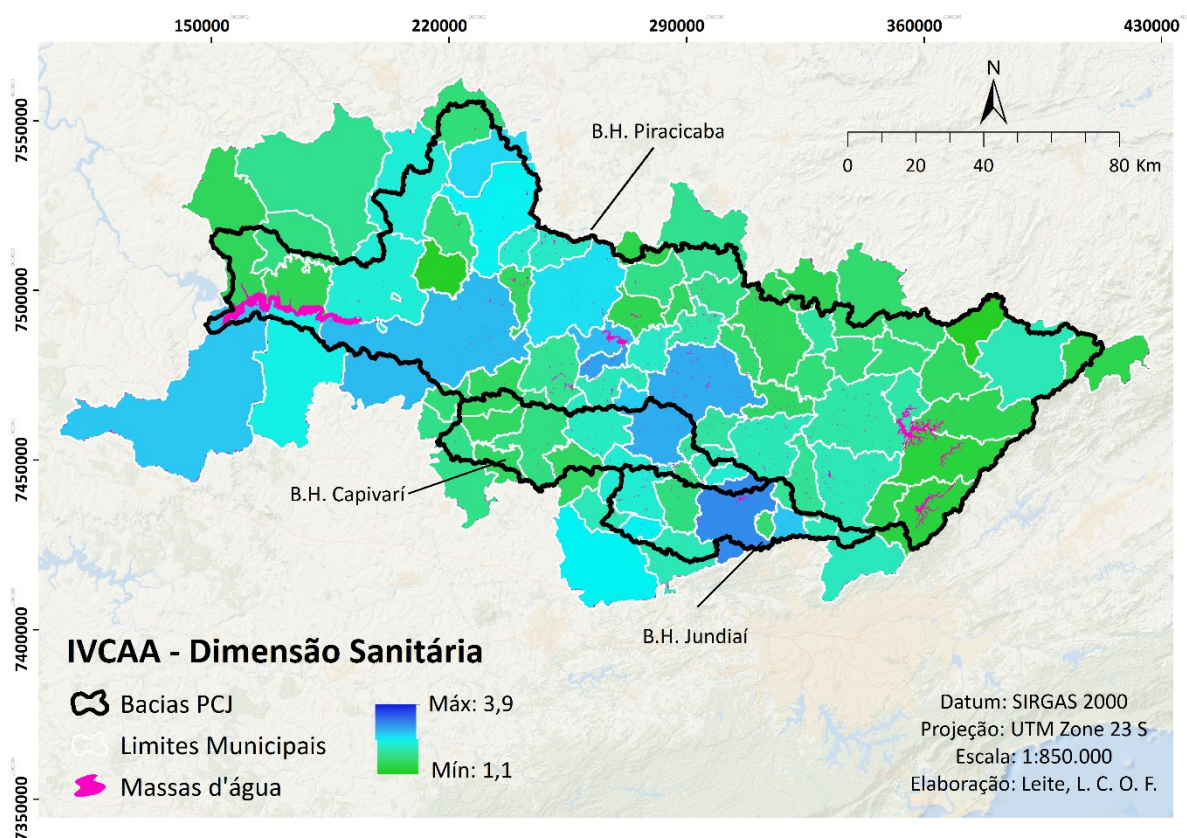
Fonte: O autor, 2025.

Predominam, na área de estudo, municípios classificados como de 3 – moderada vulnerabilidade. Se enquadram nessa classe 35 dos municípios (46%). A segunda classe mais abrangente foi 2 – baixa vulnerabilidade, incluindo 26 (34%). A classe 4 abrangeu 13 (17%). A classe menos abrangente foi a 1 – muito baixa, com 2 municípios. Aqueles municípios incluídos na classe 4 são os mais vulneráveis à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos, devido a aspectos sociais, são eles: Camanducaia (4,25), Socorro (4,15), Toledo (4), Pinhalzinho (3,95), Itapeva (3,90), Pedra-Bela (3,85), Sapucaí-Mirim (3,75), Tuiuti (3,65), Nazaré Paulista (3,65), Extrema (3,65), Hortolândia (3,55), Arthur Nogueira (3,55) e Vargem (3,50).

3.3.1.4. Dimensão sanitária

A dimensão sanitária apresentou valores de IVCAA entre 1,15 e 3,96 (Figura 46). Os valores de vulnerabilidade média municipal variaram entre 1,25 e 3,16. Empregando o sistema de classificação fixa dos valores, estão presentes na área de estudo zonas classificadas como 1 – muito baixa, 2 – baixa e 3 – moderada vulnerabilidade sanitária. As classes 4 – alta e 5 – muito alta não estão presentes nesse indicador.

Figura 46 - Distribuição espacial do IVCAA conforme a dimensão sanitária no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



Fonte: O autor, 2025.

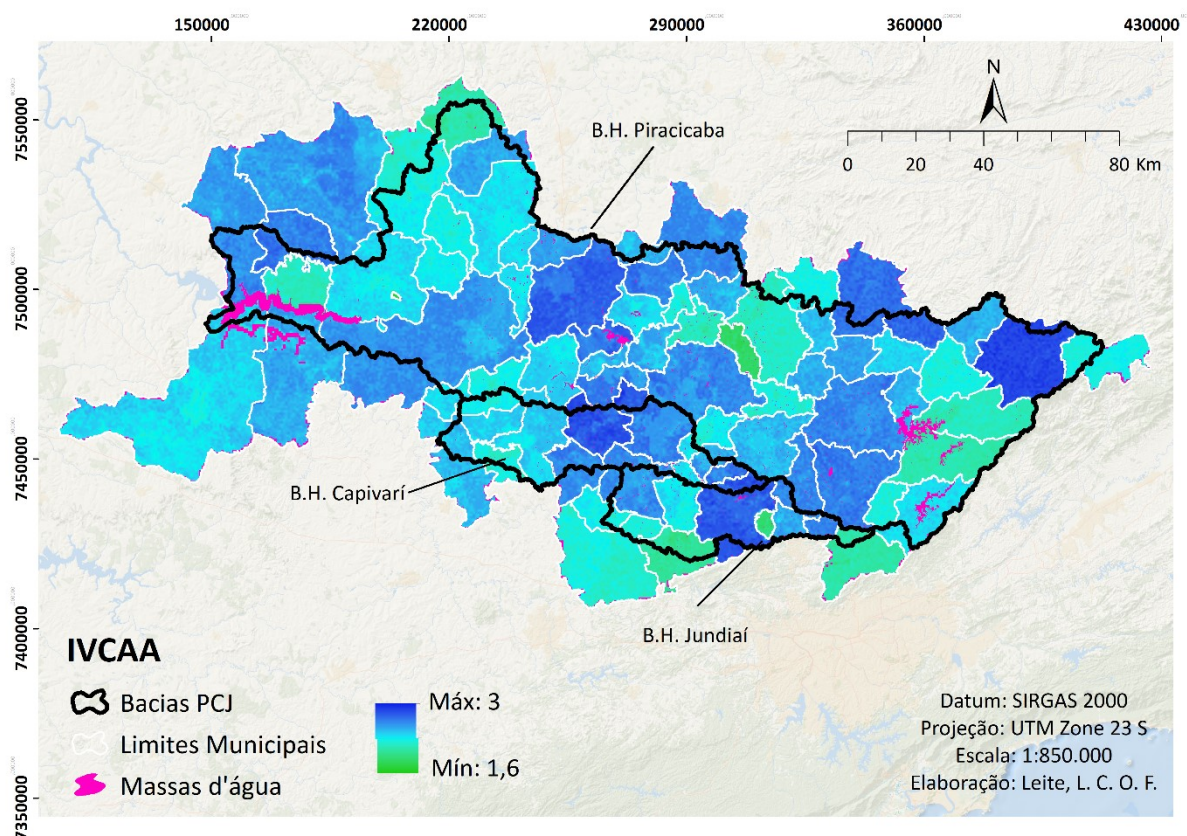
A classe 2 – baixa é predominante, abrangendo 61 (80%) dos municípios inseridos na área de estudo. A classe 3 – moderada, por sua vez, inclui 12 (16%). A

classe 1 – muito baixa é a menos abrangente, incluindo apenas 4 (5%) dos municípios. Os municípios inseridos na classe 3 – moderada podem ser considerados, no presente estudo, os mais vulneráveis à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos devido aos aspectos sanitários. São eles: Jundiaí (3,16), Nova Odessa (3,03), Campinas (2,98), Piracicaba (2,88), Americana (2,85), Campo Limpo Paulista (2,85), Botucatu (2,83), Hortolândia (2,77), Corumbataí (2,71), Limeira (2,65), Itu (2,56) e Rio Claro (2,53).

3.3.1.5. IVCAA

A partir da aplicação do IVCAA, conforme sua proposta metodológica, e considerando os pesos de importância definidos no processo de ponderação participativa, foi mapeada a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos nas bacias PCJ (Figura 47). Os valores de IVCAA obtidos, considerando sua distribuição contínua no território da área de estudo, variam entre 1,60 e 3,07. Considerando o IVCAA médio dos municípios inseridos na área de estudo, os resultados variam entre 1,81 e 2,92.

Figura 47 - Distribuição espacial do IVCAA no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



Fonte: O autor, 2025.

Com base na classificação fixa definida na proposta metodológica, verifica-se a ocorrência de apenas duas classes de vulnerabilidade na área de estudo: 2 – baixa vulnerabilidade e 3 – média vulnerabilidade. A classe 2 é preponderante, abrangendo 41 (53%) dos 76 municípios, que, juntos, representam 46% do território da área de estudo. A classe 3 abrange 36 municípios (47%) e 51% do território da área de estudo. Os 3% restantes correspondem a áreas com valores nulos devido à falta de informações em alguns dos indicadores utilizados.

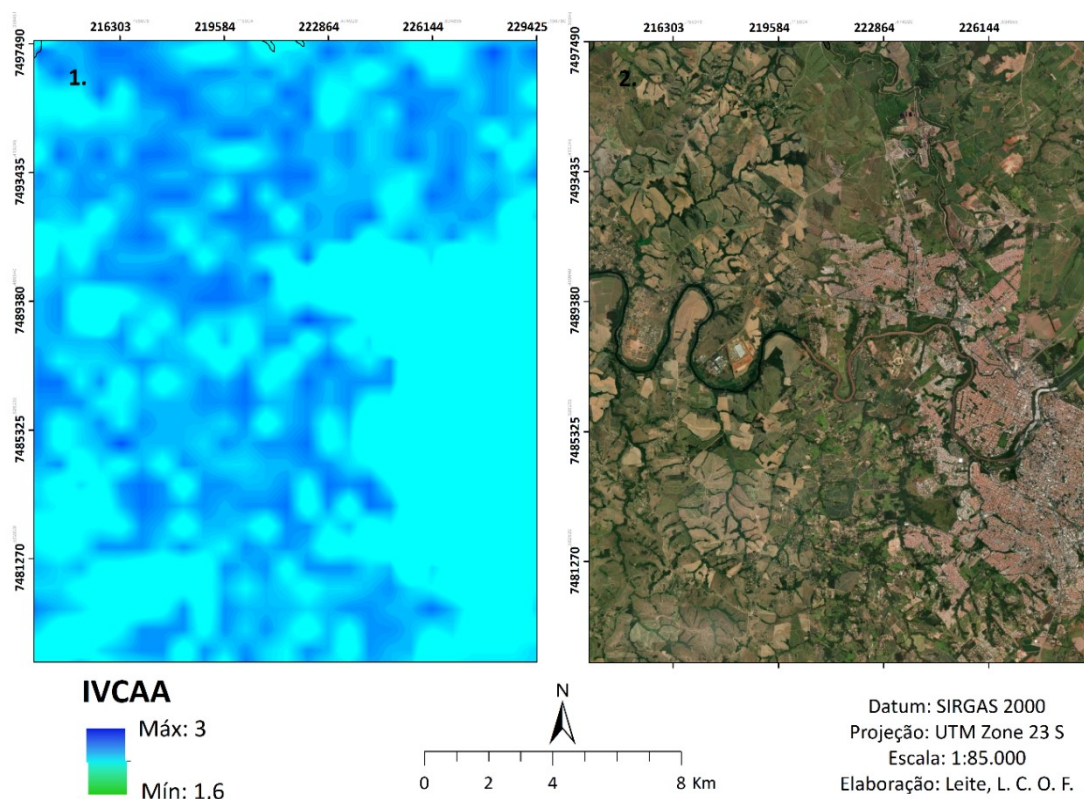
Durante a análise dos resultados, para sua interpretação e apresentação, foram identificados problemas que devem ser analisados com atenção. O primeiro desses pontos é que o uso de um sistema de classificação fixa dos resultados pode implicar perda de detalhamento das informações extraídas do mapeamento do IVCAA. Esse sistema dividiu todos os valores em apenas 2 grupos, o que tende a mascarar o gradiente da vulnerabilidade no território da área de estudo. Sua utilização pode ser

mais relevante em casos em que sejam realizadas comparações entre os valores obtidos com o IVCAA em diferentes regiões, estabelecendo um parâmetro de avaliação fixo.

Cabe destacar também que a análise da distribuição do IVCAA, como um dado contínuo na área de estudo, depende totalmente da utilização de SIG. Isso pode demandar maior capacidade analítica dos usuários. Por outro lado, o cálculo de valores médios municipais, tanto para os indicadores que compõem o IVCAA quanto para o próprio resultado do índice, torna a proposta metodológica do IVCAA mais independente da utilização do SIG. Isso pode representar um ganho de atratividade, o que melhora o potencial de utilização futura do índice, dado que, em alguns casos, pode não haver disponibilidade imediata de infraestrutura adequada e de pessoal capacitado para a realização de análises espaciais complexas em ambiente SIG.

Analisando os resultados obtidos com a distribuição contínua dos valores de IVCAA na área de estudo, é possível observar que o índice foi capaz de classificar áreas de produção agrícola e regiões urbanas próximas como zonas vulneráveis (Figura 48). Isso demonstra a capacidade do IVCAA de identificar nuances em escalas menores do que os limites municipais e também corrobora a necessidade de atenção em estudos futuros sobre a utilização do sistema de classificação fixa e dos valores médios de IVCAA municipais.

Figura 48 - Área do município de Piracicaba, SP, com varrições nos valores de IVCAA. a - Distribuição espacial dos valores de IVCAA; b – Imagem de satélite da área



Fonte: O autor, 2025.

O resultado demonstrado na Figura 48 representa outro ponto de atenção: a utilização do IVCAA médio municipal como métrica para o ranqueamento e a priorização dos municípios. Essa escolha metodológica também se mostrou capaz de causar perda de informações. Fenômenos socioambientais complexos, como a contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos e seus efeitos negativos, muitas vezes não respeitam os limites político-administrativos das regiões onde ocorrem. Desta forma, dentro de um município, podem existir simultaneamente parcelas de território mais ou menos vulneráveis. Além disso, zonas de alta ou baixa vulnerabilidade podem estender-se por mais de um município. Assim, definir um valor médio para representar a vulnerabilidade de todo um município pode significar ignorar os detalhes da distribuição da vulnerabilidade em seu território.

O IVCAA foi desenvolvido para ser uma ferramenta adaptativa; portanto, é necessário que sua aplicação seja flexível, não dependente de recursos avançados

de análise de dados e válido. Por isso, o IVCAA médio municipal, ainda que implique perda de informação, é a melhor unidade de medida para os resultados do índice. Para a condução das análises estatísticas do processo de validação dos resultados, é desejável um tamanho amostral padronizado entre as variáveis a serem comparadas. Desta forma, a utilização de valores médios municipais, tanto para o IVCAA quanto para os indicadores individuais e para os resultados das dimensões, torna esse procedimento mais simples.

Apesar de não haver áreas de 4 – alta ou 5 – muito alta de vulnerabilidade no sistema de classificação fixa, a utilização dos percentis 95% e 5% dos valores médios municipais de IVCAA como pontos de corte possibilitou a triagem dos municípios mais e menos vulneráveis. Um total de 4 municípios representam os 5% mais vulneráveis nas Bacias PCJ: Camanducaia (2,92), Monte Mor (2,87), Hortolândia (2,86) e Jundiaí (2,83). Por outro lado, ao considerar o percentil 5%, 4 municípios foram classificados como os menos vulneráveis: Cabreúva (2,07), Várzea Paulista (1,98), Pedreira (1,91) e Águas de São Pedro (1,81).

3.3.1.5.1. Priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano nas Bacias PCJ

Com base nos resultados apresentados nesta seção, os municípios de Camanducaia, Monte Mor, Hortolândia e Jundiaí podem ser considerados prioritários para o monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano, devido à sua vulnerabilidade à contaminação. Monte Mor e Hortolândia estão inseridos na região imediata de Campinas. Jundiaí está inserido na região imediata de São Paulo e Camanducaia, único município do Estado de Minas Gerais, está localizado na região imediata de Pouso Alegre.

Para compreender como os fatores de vulnerabilidade afetam os resultados em cada um desses municípios, foi necessário avaliar os resultados obtidos por eles nos indicadores incluídos na análise. O município de Camanducaia, classificado como o mais vulnerável, apresenta um conjunto de características que podem justificar esse resultado. O município apresenta o segundo maior número de estabelecimentos agropecuários, associado ao menor percentual de acesso à assistência técnica rural,

o que evidencia uma intensa atividade agrícola com baixo suporte técnico. Além disso, Camanducaia apresenta a terceira maior declividade média do relevo e a quarta maior densidade de drenagem, condições que favorecem o escoamento superficial e a mobilização de contaminantes. O município também apresentou a segunda maior concentração de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano, o que corrobora os resultados obtidos.

Monte Mor, o segundo mais vulnerável, destaca-se por apresentar a segunda maior despesa com agrotóxicos entre os municípios das Bacias PCJ. Isso evidencia uma elevada intensidade de uso de insumos químicos nas atividades agrícolas. Além disso, o município figura entre os quatro com maior erodibilidade hídrica do solo, indicando maior tendência à perda de partículas e ao transporte de contaminantes por escoamento superficial.

O terceiro município mais vulnerável, segundo o IVCAA, é Hortolândia. Ele se destaca por possuir o maior percentual de estabelecimentos agropecuários que declaram utilizar agrotóxicos e também a maior utilização de irrigação, o que revela maior potencial de mobilização desses contaminantes. O município também apresenta o maior percentual de produtores rurais com baixa escolaridade, o que pode limitar a adoção de práticas seguras de manejo de agrotóxicos. Do ponto de vista físico, Hortolândia está entre os quatro municípios com maior erodibilidade hídrica do solo e maior vulnerabilidade devido ao material de formação dos aquíferos, além de apresentar o pior resultado no uso e ocupação do solo. Somado a isso, o município registra a quarta maior incidência de intoxicações por agrotóxicos.

Jundiaí foi classificado como o quarto município mais vulnerável. O município ocupa a sétima posição em número de intoxicações por agrotóxicos e a quinta em número de análises de qualidade da água realizadas para detectar esses compostos. Além disso, Jundiaí apresenta a terceira maior incidência de câncer por 100 mil habitantes. Tais resultados, de modo geral, sugerem que Jundiaí combina alta exposição a agrotóxicos com resultados preocupantes em indicadores de saúde pública, reforçando sua inclusão entre os municípios mais vulneráveis.

Visto que a agricultura é a principal fonte de contaminação hídrica por agrotóxicos, avaliou-se o contexto da produtividade agrícola nos municípios prioritários. Verifica-se que, entre 2020 e 2024, os municípios identificados como mais vulneráveis segundo o IVCAA não ocupam posição de destaque. Camanducaia, município mais vulnerável, possui a 53ª maior produção da área de estudo. Monte

Mor, por sua vez, representa apenas a 17ª maior produção. Hortolândia apresenta o pior resultado de produção agrícola entre os municípios mais vulneráveis, ocupando a 76ª posição. Jundiaí, por sua vez, apresenta a 44ª maior produção agrícola. Assim, é possível inferir que o quantitativo da produção agrícola, por si só, não é capaz de refletir a vulnerabilidade local.

Do ponto de vista da vigilância em saúde ambiental, é importante compreender o contexto dos sistemas de abastecimento público de água nos municípios prioritários. Com base em dados do Comitê PCJ (2024), foi possível analisar mais detalhadamente o sistema de abastecimento público de água dos municípios. No Quadro 15, são apresentadas as informações sobre as ETAs e as mananciais de captação presentes nesses municípios. Observa-se a presença de 10 mananciais de abastecimento públicos, utilizados para captações que atendem a 7 ETAs. Desta forma, é possível recomendar que tais mananciais e ETAs sejam priorizados em ações de vigilância da qualidade da água para consumo humano relacionadas à contaminação por agrotóxicos.

Quadro 15 - Estações de tratamento de água inseridas nos municípios prioritários, e suas respectivas capacidades de tratamento, manancial de captação e vazão média captada (continua)

Município	Sistema	Capacidade máxima de tratamento (m³/s)	Manancial	Vazão média captada (m³/s)
Camanducaia	ETA Camanducaia	0,05	Ribeirão Camanducaia	0,03
	ETA Jardim das Montanhas – Monte Verde	0,03	Nascente Jardim das Montanhas	0,01
			Ribeirão Cadete	0,02
	ETA Recanto Selado – Monte Verde	0,01	Represa – Rio Recanto do Selado	0,01

Fonte: Comitês PCJ, 2024.

Quadro 15 - Estações de tratamento de água inseridas nos municípios prioritários, e suas respectivas capacidades de tratamento, manancial de captação e vazão média captada (continuação)

Município	Sistema	Capacidade máxima de tratamento (m³/s)	Manancial	Vazão média captada (m³/s)
Monte Mor	ETA Monte Mor	0,05	Rio Capivari Mirim	0,04
	ETA Hortolândia – Boa esperança	1,05	Rio Jaguari	0,10
	Poços			0,05
Hortolândia	ETA Hortolândia – Boa Esperança	1,05	Rio Jaguari	0,57
	Poços			0
Jundiaí	ETA Jundiaí - Anhangabaú	2,00	Rio Jundiaí Mirim	1,40
			Rio Atibaia	0,45
			Rio Moises	0,04
	ETA Jundiaí – Eloy Chaves	0,05	Córrego Simplício	0,04

Fonte: Comitês PCJ, 2024.

Os resultados apresentados no Quadro 15 demonstram que os municípios classificados como prioritários contam com sistemas de abastecimento cujas captações ocorrem predominantemente em mananciais superficiais, como rios, ribeirões, córregos, represas e nascentes. Captações subterrâneas por poços estão presentes apenas nos municípios de Hortolândia e Monte Mor. Essa característica é particularmente relevante do ponto de vista da vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos, uma vez que mananciais superficiais apresentam maior conectividade com as áreas agrícolas do entorno, estando mais sujeitos ao escoamento superficial, à deriva de pulverizações e à mobilização de contaminantes durante eventos de precipitação intensa (Kim *et al.*, 2023; Singh, 2024).

Observa-se também que alguns sistemas de abastecimento dependem de um único manancial. Esse é o caso da ETA Camanducaia, abastecida somente pelo ribeirão Camanducaia; da ETA Recanto Selado – Monte Verde, abastecida apenas

pela represa do rio Recanto Pelado; da ETA Monte Mor, abastecida pelo rio Capivari-Mirim; e da ETA Hortolândia, que atende aos municípios de Hortolândia e Monte Mor a partir do rio Jaguari-Mirim. Essa dependência de um único corpo hídrico pode reduzir a resiliência operacional do sistema em situações de risco. Nesse contexto, eventuais contaminações podem prejudicar significativamente o abastecimento público (Paula, Formiga-Jhonsson, 2023).

A análise conjunta da capacidade instalada das ETAs e das vazões médias captadas indica que alguns sistemas operam próximos ao limite de sua capacidade de tratamento. As ETAs Jardim das Montanhas e Recanto Selado – Monte Verde operam, segundo os dados, em capacidade máxima, enquanto a ETA Monte Mor opera próxima ao seu limite. Esse resultado indica uma margem reduzida para mudanças operacionais em situações de aumento da carga contaminante. Essa condição pode amplificar o risco sanitário, especialmente em mananciais impactados por atividades agropecuárias, em que a presença de agrotóxicos pode exigir ajustes rápidos nos processos de tratamento (IFC, 2017; Tuser; Oulehlova, 2021).

Adicionalmente, destaca-se a presença de ETAs de grande porte, responsáveis pela captação de volumes expressivamente maiores do que os das demais e, conseqüentemente, pelo abastecimento de populações mais numerosas. No conjunto de municípios prioritários, as principais ETAs são Jundiá-Anhangabaú e Hortolândia-Boa Esperança. A ETA Jundiá é a maior, com uma captação média de 1,85 m³/s e capacidade de tratamento de 2 m³/s, abastecida pelos rios Jundiá-Mirim, Atibaia e Moisés. A segunda maior é a ETA Hortolândia – Boa Esperança, com captação média de 0,67 m³/s e capacidade de tratamento de 1,05 m³/s, abastecida pelo rio Jaguari. Desta forma, esses mananciais assumem caráter estratégico para a proteção da qualidade da água destinada ao consumo humano no contexto regional das Bacias PCJ, uma vez que sua potencial contaminação pode gerar impactos amplos sobre a população das bacias.

Também deve ser destacada a realização de captações em nascentes e em cursos d'água de pequeno porte. Além da nascente Jardim das Montanhas, que atende à ETA Jardim das Montanhas – Monte Verde juntamente com o ribeirão Cadete, também são realizadas captações no Córrego Simplício para a ETA Jundiá – Eloy Chaves e no ribeirão Camanducaia para a ETA Camanducaia. Esses pontos são naturalmente mais frágeis e, embora utilizados em sistemas de abastecimento menores, tendem a apresentar menor capacidade de diluição, o que pode agravar os

efeitos de contaminantes provenientes do entorno. Corpos hídricos de menor porte tendem a apresentar menor capacidade de diluição de contaminantes, o que representa um risco devido à possibilidade de intensificação dos efeitos dos agrotóxicos utilizados em seu entorno (López *et al.*, 2019; Bwire *et al.*, 2020). No caso da nascente, trata-se ainda de uma área de preservação permanente, que deve ser protegida contra impactos ambientais decorrentes de atividades realizadas ao seu redor, tais como a agricultura (Brasil, 2012).

Para a utilização eficiente dos resultados do IVCAA na priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano, é necessário definir os limites de sua aplicabilidade. O IVCAA demonstrou-se capaz de auxiliar nesse processo, indicando municípios e sistemas de abastecimento público vulneráveis. Entretanto, para garantir a eficiência de um sistema de monitoramento de agrotóxicos, a amostragem deve ser realizada não apenas nos municípios prioritários, mas também nas épocas prioritárias. A Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece que o monitoramento deve considerar a sazonalidade da agricultura local (Brasil, 2021). Porém, nos casos em que não há um plano específico para o monitoramento de agrotóxicos, a portaria estabelece como mínimo uma análise semestral na saída do tratamento e no sistema de distribuição.

Conforme observado por Leite; Pereira e Silva (2021), a utilização de agrotóxicos depende da sazonalidade da agricultura, em que as aplicações seguem prazos específicos, baseados no desenvolvimento fenológico dos cultivos. Assim, a carga de agrotóxicos disponíveis no ambiente tende a se concentrar nas épocas de maior uso, especialmente em compostos com tempo de meia-vida curto. Nesse contexto, a coleta de amostras em períodos em que não há aplicação desses compostos resultará em concentrações menores, o que pode mascarar o risco real ao qual as populações estão expostas. Em municípios onde o monitoramento é realizado conforme o mínimo exigido, há maior probabilidade desse tipo de problema. Portanto, ainda que o IVCAA indique onde se deve monitorar, é necessário avaliar também quando realizar o monitoramento, o que está fora de seu escopo (Leite; Pereira; Silva, 2023).

Outro ponto a ser considerado fora do escopo do IVCAA é o que deve ser monitorado. O consumo de agrotóxicos varia entre regiões devido às condições edafoclimáticas, que determinam a vocação agrícola de cada região e, consequentemente, quais cultivos são mais adequados a cada território. Cada cultura

agrícola, por sua vez, apresenta sua própria suscetibilidade a pragas e doenças, o que exigirá um manejo fitossanitário específico. Dessa forma, cada cultura necessita de agrotóxicos específicos, o que resulta em uma grande diversidade de produtos disponíveis para uso em todo o território brasileiro. Cada agrotóxico, por sua vez, possui características físicas e químicas próprias que determinam seu potencial de mobilização ambiental e sua toxicidade. Portanto, faz-se necessário avaliar, também quais agrotóxicos são prioritários para o monitoramento.

Nesse contexto, o IVCAA limita-se a indicar prioridade na dimensão territorial do monitoramento de agrotóxicos na água destinada ao consumo humano. A avaliação das épocas e dos compostos prioritários, embora relevantes, está fora do seu escopo. Como alternativa, a utilização da metodologia proposta por Leite (2021) e Leite, Pereira e Silva (2023) pode ser conveniente. Nesses estudos, apresenta-se uma metodologia de análise para identificar os agrotóxicos prioritários e as épocas ideais para seu monitoramento. Portanto, sua utilização após a aplicação inicial do IVCAA pode aumentar o potencial de direcionamento das ações de vigilância da qualidade da água.

Conforme os resultados desta etapa, verificou-se que o IVCAA foi capaz de definir prioridades tanto na escala territorial quanto na operacional do sistema de abastecimento público, direcionando a tomada de decisão conforme a vulnerabilidade e as áreas onde a vigilância da qualidade da água para consumo humano deve ser fortalecida. Observou-se, ainda, o potencial do IVCAA como ferramenta para subsidiar, de forma concreta, a avaliação e a gestão de riscos, uma vez que o índice se mostrou capaz de classificar como prioritários municípios que realmente sofrem pressões decorrentes das práticas de manejo agrícola adotadas em seu território e dos desafios sociais e sanitários enfrentados por sua população. Porém, para estabelecer corretamente a validade da proposta metodológica do IVCAA, é necessário considerar o processo de validação, cujos resultados são apresentados na seção seguinte.

3.4. Validação da proposta metodológica

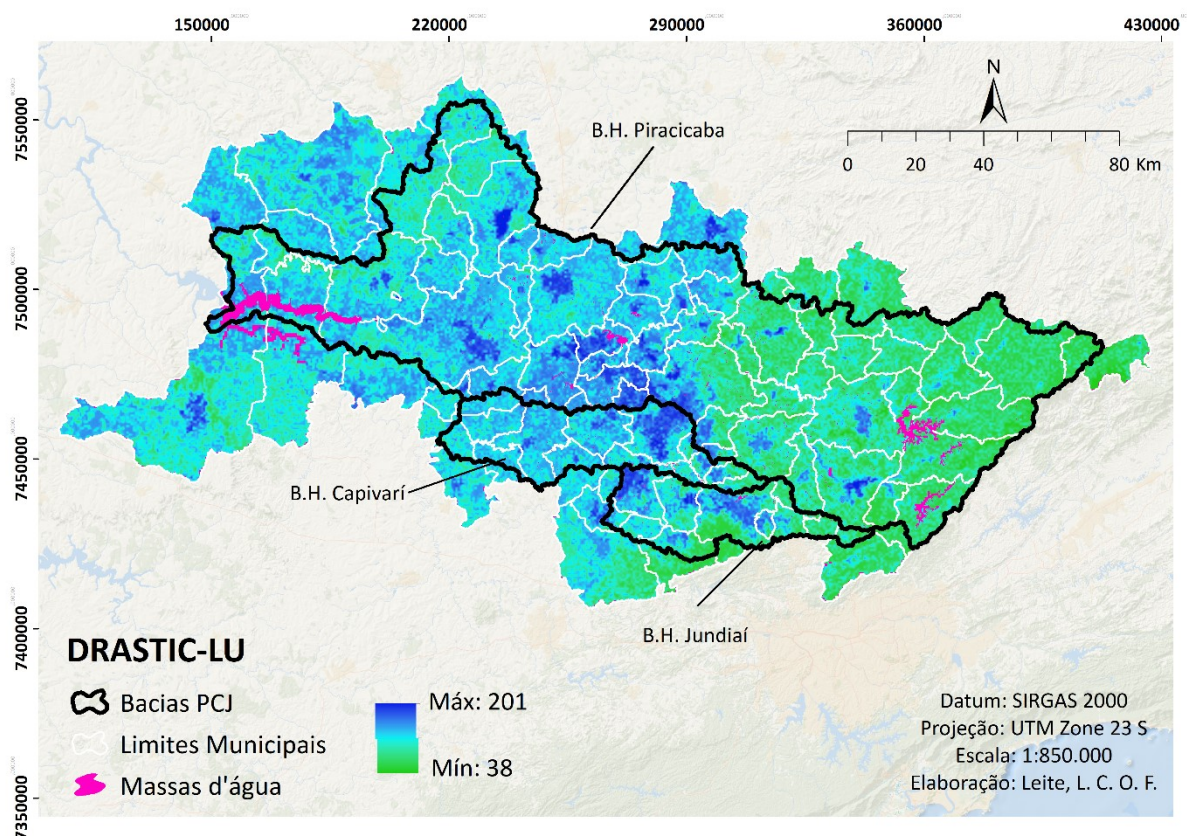
Nesta seção são apresentados os resultados da etapa de validação da proposta metodológica do IVCAA. O seu conteúdo abrange (i) a análise pareada entre o IVCAA e o modelo DRASTIC-LU, (ii) a análise de incertezas e (iii) a análise de sensibilidade da proposta metodológica do IVCAA. Os resultados de cada uma dessas etapas são detalhados nas subseções a seguir.

3.4.1. Análise pareada entre o IVCAA e o DRASTIC-LU

3.4.1.1. Aplicação do modelo DRASTIC-LU

Os valores do índice DRASTIC-LU obtidos para as bacias PCJ variaram entre 38 e 201. Considerando as classes de vulnerabilidade propostas por Vivek *et al.*, (2024), a maior parte do território da bacia (93,48%) corresponde a áreas de muito baixa vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea por agrotóxicos (Figura 49). Essas áreas são predominantemente compostas por zonas de cobertura florestal e/ou arbustiva, sem intervenção antrópica, e por áreas de pastagem.

Figura 49 - Distribuição espacial do índice DRASTIC-LU no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ



Fonte: O autor, 2025.

As áreas de baixa, média, alta e muito alta vulnerabilidade representaram juntas 6,52% do território (Tabela 3). A maioria das áreas classificadas como de média e alta vulnerabilidade é zona urbanizada com áreas de lavoura ao redor. Esse resultado pode, como consequência, evidenciar maior exposição das populações dessas regiões aos riscos decorrentes da contaminação hídrica por agrotóxicos.

Tabela 3 - Área e percentual do território da área de estudo coberto por cada uma das classes de vulnerabilidade

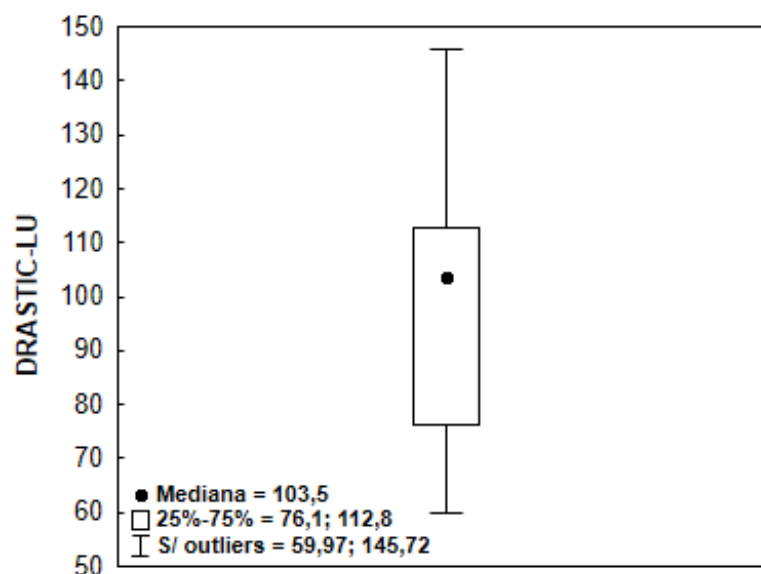
Classe	Área (ha)	Percentual das Bacias PCJ
1	1416495,65	93,48%
2	54091,15	3,57%
3	36104,70	2,38%
4	8567,64	0,57%
5	39,66	0,003%

Fonte: O autor, 2025.

Observa-se que a mesorregião de Campinas concentra o maior número de municípios com áreas de risco médio e alto. Os municípios de Hortolândia, Sumaré e Americana são os que apresentam a maior proporção de território coberto por áreas de média vulnerabilidade (36%, 21% e 16%, respectivamente). Em relação às áreas de alta vulnerabilidade, os municípios com maior proporção de áreas abrangidas por essa classe são Americana (6,24%), Rio Claro (5,01%) e Paulínia (4,57%). A classe de muito alta vulnerabilidade ocorreu apenas no município de Atibaia, ocupando uma área de 39,66 ha, que representa apenas 0,08% de seu território.

Os valores de DRASTIC-LU médio municipal obtidos para os municípios inseridos nas Bacias PCJ variam entre 145,72 e 59,97 (Figura 50).

Figura 50 - Gráfico com a distribuição dos valores de DRASTIC-LU médio municipal dos municípios inseridos total ou parcialmente no território das bacias PCJ



Fonte: O autor, 2025.

Considerando o percentil 95% do DRASTIC-LU médio municipal (117,59), 8 municípios se destacam como os 5% mais vulneráveis à contaminação da água subterrânea por agrotóxicos: Hortolândia, Sumaré, Americana, Santa Bárbara d'Oeste, Paulínia, Nova Odessa, Holambra e Monte Mor. Por outro lado, considerando o percentil 5% (67,76), 4 municípios se apresentam como os menos vulneráveis: Joanópolis, Camanducaia e Sapucaí-Mirim.

3.4.1.2. Comparação entre IVCAA e DRASTIC-LU

A partir dos valores médios municipais do IVCAA e do modelo DRASTIC-LU determinados nas etapas anteriores, foi possível realizar a análise pareada entre as ferramentas. Os resultados dos testes estatísticos realizados estão apresentados na Tabela 4. O teste de Wilcoxon demonstrou diferenças significativas entre as distribuições dos resultados obtidos com o IVCAA e com o modelo DRASTIC-LU ($p < 0,05$). Assim, rejeita-se a hipótese (H_0) de que os modelos são estatisticamente iguais.

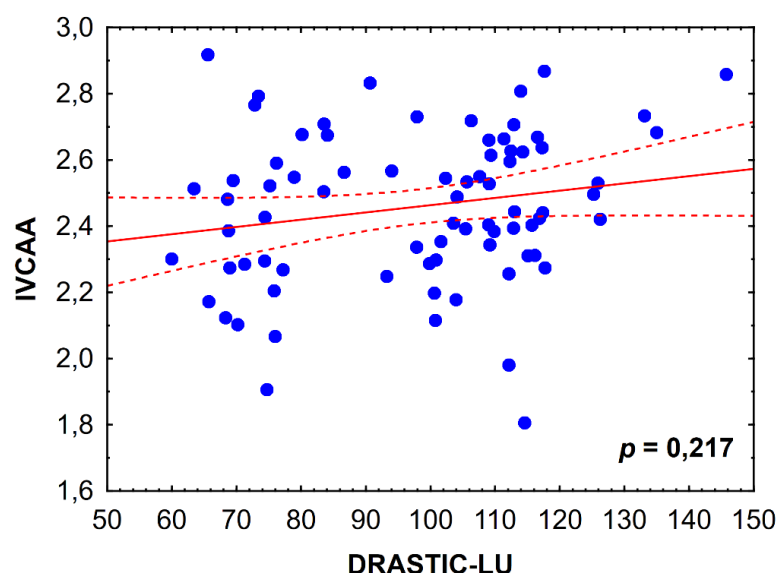
Tabela 4. Resultados do teste de Wilcoxon para o IVCAA e o modelo DRASTIC-LU

IVCAA vs. DRASTIC-LU	N válido	T	Z	Valor de p
	76	0,000	7,623	0,000

Fonte: O autor, 2025.

O coeficiente de correlação de Spearman, por sua vez, indica uma correlação positiva, porém fraca e estatisticamente não significativa, entre os resultados obtidos com os modelos ($p > 0,05$) (Figura 51). Assim, aceita-se a hipótese (H_0) de que não há correlação entre os valores médios municipais de IVCAA e de DRASTIC-LU.

Figura 51 - Gráfico de dispersão dos valores de DRASTIC-LU médio municipal em relação aos valores de IVCAA médio municipal, com os resultados do coeficiente de correlação de Spearman



Fonte: O autor, 2025.

Com base nos resultados do teste de Wilcoxon, é possível inferir que, apesar do IVCAA incluir, em sua metodologia, todos os indicadores utilizados no modelo DRASTIC-LU, a adição de novos indicadores e as diferenças nos processos de ponderação e agregação utilizados nos modelos podem ter sido suficientes para

torná-los ferramentas distintas. Essa observação reforça a ideia de que a escolha dos procedimentos metodológicos a serem adotados nas diferentes etapas da construção de um índice pode afetar diretamente os resultados. No presente estudo, esse pode ser o principal ponto de divergência entre os modelos.

O modelo DRASTIC-LU é uma ferramenta desenvolvida com foco na contaminação da água subterrânea e baseia-se em aspectos hidrogeológicos e de uso da terra predefinidos. Além disso, o modelo utiliza pesos fixos de importância para cada indicador considerado (Vivek *et al.*, 2024). O IVCAA, por sua vez, propôs-se a incluir aspectos ambientais, agrícolas, sociais e sanitários na avaliação de risco/vulnerabilidade, por meio de um processo participativo de seleção e ponderação dos indicadores, além de diferentes processos de agregação desses indicadores. Assim, é natural que os resultados dos modelos sejam diferentes.

Os resultados obtidos com o coeficiente de correlação de Spearman, por sua vez, indicam a ausência de correlação entre os resultados dos modelos. Esse resultado indica que variações em um dos índices não implicam variações no outro. Dessa forma, é importante destacar que o IVCAA e o DRASTIC-LU não devem ser utilizados como ferramentas equivalentes nem como preditores um do outro. Tais modelos são ferramentas de avaliação de risco complementares, que oferecem perspectivas distintas sobre a vulnerabilidade à contaminação hídrica. O modelo DRASTIC-LU demonstra-se adequado em contextos em que o foco esteja na vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea por agrotóxicos, devido a fatores restritamente ligados ao meio físico da área em análise. O IVCAA, por sua vez, busca incluir aspectos ambientais, agrícolas, sociais e sanitários que afetam, ainda que indiretamente, o risco de contaminação hídrica e a vulnerabilidade dos territórios e populações aos impactos decorrentes dessa contaminação, seja ela superficial ou subterrânea.

É possível concluir, com base nos resultados apresentados nessa seção, que o IVCAA alcançou seu objetivo de superar as abordagens clássicas e disciplinares, como o modelo DRASTIC-LU. Ao combinar os indicadores clássicos DRASTIC-LU com indicadores relacionados a outros aspectos relevantes da contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos, em uma abordagem participativa e multidimensional, o IVCAA se torna uma ferramenta estatisticamente distinta e desvinculada do modelo clássico. Portanto, os modelos captam diferentes dimensões dessa vulnerabilidade.

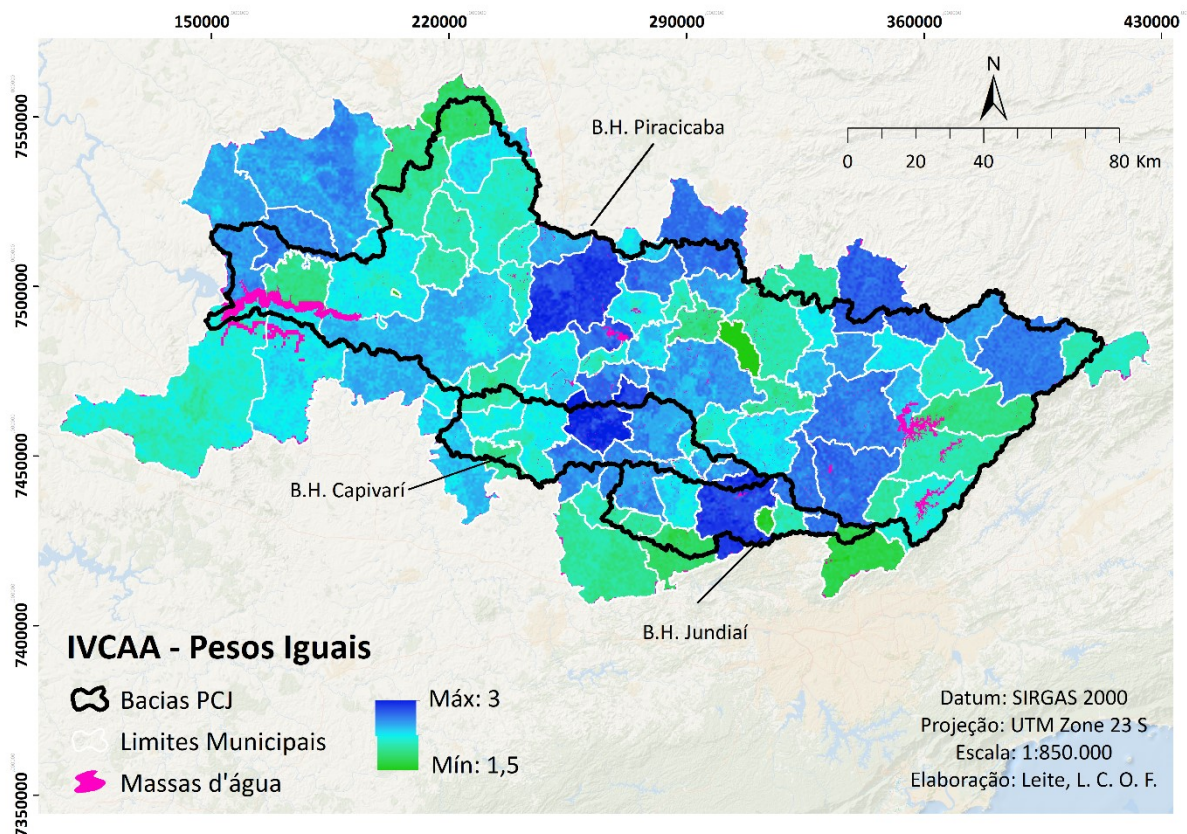
3.4.2. Análise de incerteza

Nesta seção, são descritos os resultados obtidos na análise da sensibilidade da proposta metodológica do IVCAA a fatores de incerteza na sua aplicação. Estão abrangidas as etapas de (i) aplicação do IVCAA com pesos iguais, (ii) aplicação do IVCAA com soma direta e (iii) análise de incerteza.

3.4.2.1. IVCAA com pesos iguais

O cálculo do IVCAA com peso igual para todas as variáveis (IVCAA-PI) resultou em valores de vulnerabilidade entre 1,58 e 3,08 (Figura 52). Utilizando a classificação fixa dos valores do IVCAA, há áreas de 2 – baixa e 3 – média vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. A classe 3 é predominante, cobrindo 50% (1.159.382 ha) do território da área de estudo, enquanto a classe 2 abrange 47% (1.098.711 ha). Os 3% restantes correspondem às zonas com dados faltantes e às massas d'água das represas da região. Os valores médios de IVCAA-PI municipal variaram entre 2 e 3.

Figura 52 - Distribuição espacial do IVCAA calculado utilizando pesos iguais para os indicadores, no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ

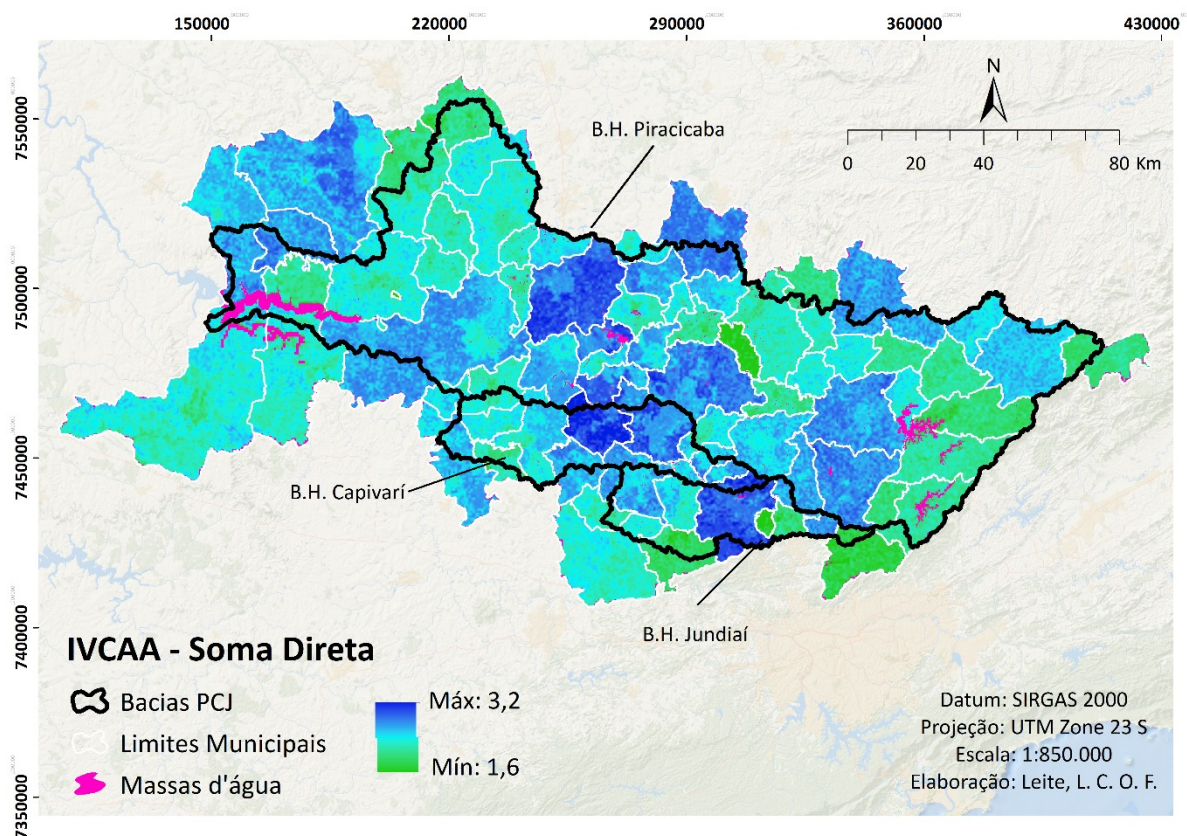


Fonte: O autor, 2025.

3.4.2.2. IVCAA com soma direta

O cálculo do IVCAA por soma direta dos indicadores (IVCAA-SD) resultou em valores entre 1,69 e 3,27 (Figura 53). Considerando o sistema de classificação fixa, estão presentes no território das bacias PCJ áreas de vulnerabilidade 2 – baixa e 3 – moderada. A classe 3 é predominante, abrangendo 58% (1.355.573 ha) da área de estudo. A classe 2 cobre 39% (902 mil ha) do território da área de estudo. Os valores médios municipais de IVCAA-SD variaram entre 1,9 e 3,4.

Figura 53 - Distribuição espacial do IVCAA calculado utilizando a soma direta dos indicadores, no território dos municípios inseridos total ou parcialmente nas bacias PCJ

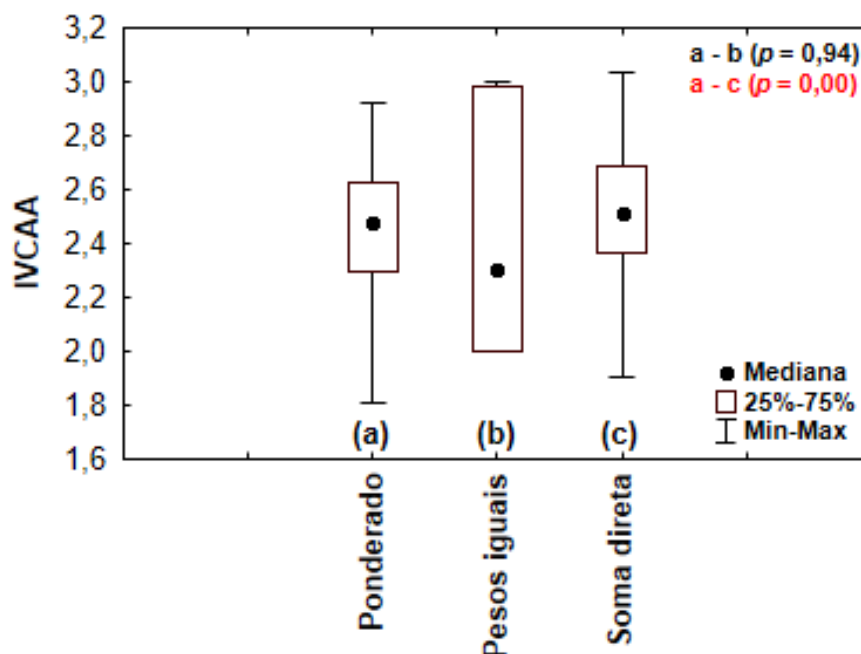


Fonte: Os autores, 2025.

3.4.2.3. Análise estatística

Uma vez calculados o IVCAA-PI e o IVCAA-SD, foi possível avaliar a sensibilidade da proposta original do índice aos fatores de incerteza predefinidos. Conforme o teste de Wilcoxon (Figura 54), no caso do IVCAA-PI, o valor de $p > 0,05$ levou à aceitação da hipótese (H_0) de que não há diferença estatisticamente significativa entre seus resultados e os obtidos com o IVCAA original, com indicadores ponderados de forma participativa. No caso do IVCAA-SD, entretanto, o valor de $p < 0,05$ não permite aceitar a hipótese (H_0). Portanto, seus resultados foram considerados estatisticamente diferentes dos obtidos com o IVCAA original.

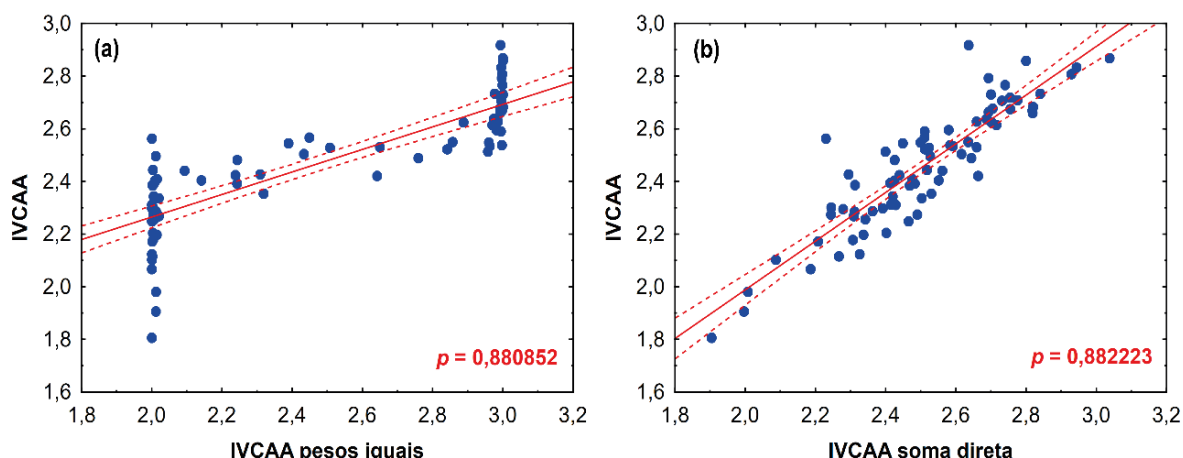
Figura 54 - Gráfico da distribuição dos valores médios municipais de IVCAA, IVCAA-PI e IVCAA-SD, e dos resultados do teste de Wilcoxon



Fonte: O autor, 2025.

O Coeficiente de Correlação de Spearman demonstra a existência de correlação estatisticamente significativa ($p > 0,05$) entre os resultados do IVCAA original e aqueles obtidos com as versões IVCAA-PI e IVCAA-SD (Figura 55). Portanto, em ambos os casos, rejeita-se a hipótese (H_0) de que não existe correlação entre os resultados obtidos com as diferentes metodologias. Ao contrário disso, os valores de p demonstram que, nos dois casos, há uma correlação significativa, positiva e forte entre os resultados.

Figura 55 - Gráfico de dispersão dos valores de (a) IVCAA-PI médio municipal e (b) IVCAA-SD médio municipal, em relação aos valores de IVCAA médio municipal e dos resultados do Coeficiente de Correlação de Spearman



Fonte: O autor, 2025.

O coeficiente de concordância de Kendall entre o IVCAA original e o IVCAA-PI indicou que não há concordância significativa entre o ranqueamento dos municípios segundo o IVCAA original e a versão IVCAA-PI ($p > 0,05$) (Tabela 5). Na comparação entre o IVCAA original e o IVCAA-SD, a concordância foi considerada significativa ($p < 0,05$). Mas, em ambos os casos, os valores de W indicam uma concordância fraca entre os rankings.

Tabela 5 - Resultados do coeficiente de concordância de Kendall entre os valores médios municipais de IVCAA e das versões IVCAA-PI e IVCAA-SD

Comparação	W	p
IVCAA vs. IVCAA-PI	0,004	0,56
IVCAA vs. IVCAA-SD	0,20	0,0007

Fonte: O autor, 2025.

Com base nesses resultados, é possível inferir algumas informações sobre a sensibilidade do IVCAA a fatores de incerteza na sua aplicação. O teste de Wilcoxon indica que o IVCAA foi robusto à incerteza na ponderação dos indicadores. Dessa forma, em casos em que a realização de um processo de ponderação participativa

não seja viável, a adoção de pesos iguais para todos os indicadores pode gerar resultados adequados. Por outro lado, o IVCAA demonstrou-se sensível às alterações no método de agregação dos indicadores. Assim, caso seja adotado um processo de agregação diferente do utilizado neste estudo, os resultados tendem a divergir. Esses pontos devem ser levados em consideração nas aplicações futuras do IVCAA.

Apesar dessa sensibilidade ao processo de agregação, os valores obtidos nas três versões do índice mantiveram uma correlação forte e positiva com o IVCAA original ($\rho = 0,88$; $p < 0,05$). Isso indica que municípios com maior vulnerabilidade em uma versão do índice apresentam maior vulnerabilidade nas demais versões. Entretanto, essa correlação sugere que as versões do IVCAA variam na mesma direção, mas não necessariamente de forma linear (Hair *et al.*, 2019). Isso significa que, em todas as versões, os municípios com os maiores valores de IVCAA tendem a ser os mesmos, ainda que em outra ordem. No contexto de triagem e priorização de municípios, mudanças na ordenação desses municípios podem levar a decisões equivocadas. Portanto, esse resultado valida apenas parcialmente a robustez do IVCAA.

O coeficiente de Kendall reforça esse detalhe. Na comparação entre IVCAA e IVCAA-PI, apesar de não haver diferença estatisticamente significativa nos valores absolutos (teste de Wilcoxon), a concordância dos rankings é praticamente nula e estatisticamente não significativa ($W = 0,004$; $p = 0,59$). Isso indica que a ordenação dos municípios é comprometida quando se altera a ponderação dos indicadores. Já na comparação entre IVCAA e IVCAA-SD, a concordância é fraca, porém significativa ($W = 0,2$; $p < 0,05$), sugerindo que o método de agregação mantém algum padrão de ranqueamento, ainda que limitado.

Tais resultados demonstram que o IVCAA pode ser considerado robusto quanto aos seus valores absolutos. Porém, alterações na estrutura do IVCAA, seja na ponderação ou no processo de agregação dos indicadores, podem afetar substancialmente o ranqueamento dos municípios conforme sua vulnerabilidade, impactando decisões baseadas no índice. Tendo em vista a função básica do IVCAA, que é facilitar a priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano, é importante garantir a adoção de um processo confiável de ponderação e a adoção dos processos de agregação definidos no presente estudo.

3.4.3. Análise de sensibilidade

3.4.3.1. Sensibilidade às dimensões

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir do modelo de regressão linear múltipla para avaliar a sensibilidade do IVCAA às dimensões que o compõem. As estatísticas básicas do modelo são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Estatísticas básicas do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal

Estatística	Valor
R	0,99
R ²	0,99
R ² ajustado	0,99
F	2184
p	0
Erro padrão	0,006

Fonte: O autor, 2025.

O modelo se mostrou significativo conforme o teste F ($p < 0,05$). De acordo com o coeficiente de determinação ajustado ao modelo (R^2), 99% do resultado obtido com o IVCAA pode ser explicado pelo conjunto de dimensões. Verifica-se, com base no valor de p ($< 0,05$), que todas as dimensões têm efeito significativo sobre a variação do IVCAA médio municipal. A contribuição individual de cada dimensão para o modelo é apresentada na Tabela 7. A partir do valor de β , a dimensão social foi a que teve o efeito mais forte no modelo, seguida pela dimensão agrícola. A dimensão sanitária aparece em terceiro lugar. A dimensão ambiental, por sua vez, foi a que teve o efeito mais fraco.

Tabela 7 - Resultados do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal

Indicador	β^*	Erro padrão de b^*	Valor de p	N valido
Intercept			0,000	76
Ambiental	0,212	0,003	0,000	76
Agrícola	0,641	0,003	0,000	76
Social	0,709	0,003	0,000	76
Sanitária	0,418	0,003	0,000	76

Fonte: O autor, 2025.

Os resultados obtidos com o modelo permitem inferir informações importantes sobre o desempenho da proposta metodológica do IVCAA. A presença de efeito significativo de todas as dimensões sobre o IVCAA demonstra que a abordagem multidimensional adotada foi adequada para representá-lo. Juntamente com os resultados da análise de incerteza, esse resultado reforça a necessidade de atenção ao processo de agregação dos indicadores. Em utilizações futuras do índice, a escolha de um sistema de dimensões diferente, ou mesmo a agregação direta dos indicadores, pode levar a resultados estatisticamente diferentes.

O efeito preponderante da dimensão social no modelo demonstra que, no contexto das bacias PCJ, os indicadores sociais são determinantes para avaliar a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Por outro lado, os resultados da dimensão ambiental sugerem que os indicadores relacionados ao meio físico parecem ter efeito secundário, ainda que significativo. Assim, é possível inferir que, na escala municipal, fatores socioeconômicos (dimensões agrícolas e sociais) e sanitários do sistema socioecológico local podem ser mais relevantes para avaliar os efeitos da contaminação hídrica na população.

Tais resultados corroboram uma hipótese fundamental do presente trabalho, demonstrando que a combinação de indicadores agrícolas, sociais e sanitários pode auxiliar a construção de uma ferramenta inclusiva e abrangente. O IVCAA demonstra-se, portanto, uma ferramenta capaz de representar a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Para isso, é adotada uma

abordagem multidimensional, baseada em uma interpretação sistêmica da interação entre a ameaça de contaminação hídrica e os fatores ambientais, agrícolas, sociais e sanitários que determinam a probabilidade de ocorrência da contaminação, a magnitude de seus efeitos e a vulnerabilidade e a resiliência da população afetada.

3.4.3.2. Sensibilidade aos indicadores

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos com os modelos de regressão linear múltipla empregados na análise de sensibilidade do IVCAA aos indicadores que o compõem. É importante destacar que a “Taxa de recarga do aquífero” e a “Condutividade hidráulica do solo” apresentaram valores únicos em toda a área de estudo. Em função disso, tais indicadores não foram incluídos no modelo de regressão linear múltipla, uma vez que a ausência de variância impede a estimativa dos coeficientes de regressão. Na Tabela 8 estão descritas as estatísticas globais do modelo.

Tabela 8 - Estatísticas básicas do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição do conjunto de indicadores pré-selecionados para os valores de IVCAA médio municipal

Estatística	Valor
R	0,95
R ²	0,91
R ² ajustado	0,88
F	26,01
p	3,14E-21
Erro padrão	0,78

Fonte: O autor, 2025.

O teste F indica que o modelo foi significativo ($p < 0,05$) para avaliar o efeito dos indicadores sobre o IVCAA médio municipal. O coeficiente de determinação ajustado (R^2) indica que aproximadamente 88% da variabilidade do IVCAA médio

municipal pode ser explicada pelo conjunto de indicadores que compõem o IVCAA. Na Tabela 9, detalha-se a contribuição individual de cada indicador ao modelo.

Tabela 9 - Resultados do modelo de regressão linear múltipla empregado para avaliar a contribuição da vulnerabilidade das dimensões ambiental, agrícola, sanitária e social para os valores de IVCAA médio municipal

Indicador	β^*	Erro padrão de b^*	T	Valor de p	N válido
Intercept			11,6264 1	0,000000	
Profundidade	0,103565	0,063380	1,63402	0,108182	76
Material do Aquífero	-0,218799	0,233805	-0,93582	0,353613	76
Textura do Solo	0,000428	0,073827	0,00579	0,995398	76
Declividade	-0,134961	0,133284	-1,01258	0,315862	76
Zona vadoza	0,376274	0,230419	1,63300	0,108397	76
Uso e cobertura do solo	-0,112795	0,109866	-1,02666	0,309246	76
Erodibilidade do Solo	-0,060323	0,050885	-1,18547	0,241121	76
Densidade de drenagem	0,106553	0,046517	2,29061	0,025992	76
Estabelecimentos	0,277885	0,051396	5,40671	0,000002	76
Uso de agrotóxicos	0,297788	0,075251	3,95724	0,000227	76
Despesa com agrotóxicos	0,204796	0,062231	3,29091	0,001780	76
Pessoal ocupado	0,118277	0,066509	1,77837	0,081079	76
Assistência Técnica	-0,259983	0,047605	-5,46122	0,000001	76
Irrigação	0,150206	0,068776	2,18400	0,033409	76
Renda	-0,296621	0,076236	-3,89085	0,000281	76
Escolaridade	0,242965	0,069623	3,48973	0,000982	76
Agricultura familiar	0,297316	0,055177	5,38840	0,000002	76
IDH	-0,086513	0,050761	-1,70433	0,094175	76
Intoxicações	0,087624	0,063756	1,37438	0,175109	76
Concentração média	0,156289	0,046116	3,38902	0,001330	76
N análises	0,263494	0,058309	4,51890	0,000035	76
Casos de câncer	0,146847	0,048197	3,04678	0,003601	76
Leitos do SUS	-0,098207	0,052708	-1,86322	0,067977	76

Fonte: O autor, 2025.

Com base nos valores de p verificou-se que, do total de 23 indicadores incluídos no modelo (excluídos aqueles sem variância), apenas 12 demonstraram efeitos estatisticamente significativos na variação do IVCAA médio municipal, são eles: densidade de drenagem, número de estabelecimentos agropecuários, uso de agrotóxicos, despesas com agrotóxicos, assistência técnica, uso de irrigação, renda, escolaridade, agricultura familiar, concentração de agrotóxicos na água para consumo humano, número de análises de qualidade da água para consumo humano realizadas para agrotóxicos e número de casos de câncer por habitante.

A distribuição dos indicadores com efeito significativo entre as dimensões definidas para agrupá-los foi desigual. A dimensão agrícola foi a que apresentou o maior número de indicadores significativos, 5 de seus 6. A dimensão social apresentou efeito significativo em 3 de seus 4 indicadores. A dimensão sanitária também apresentou correlação significativa com 3 dos 4 indicadores. A dimensão ambiental, apesar de ser a que apresentou mais indicadores, foi a que menos teve representatividade, com efeito significativo em apenas 1 de seus 10 indicadores.

Esse resultado demonstra a aderência dos indicadores da dimensão agrícola à temática do IVCAA e reforça a importância de compreender aspectos da atividade agrícola local para avaliar a probabilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos. Ele também demonstra a baixa influência da dimensão ambiental sobre os resultados do IVCAA médio municipal observada na etapa de análise da sensibilidade às dimensões. Portanto, é possível inferir que, no contexto das bacias PCJ, fatores agrícolas, sociais e sanitários foram mais importantes para determinar a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos do que os indicadores ambientais clássicos, como os considerados no modelo DRASTIC-LU.

Os dados sugerem que fatores agrícolas, sociais e sanitários podem determinar a probabilidade de exposição da população à água contaminada, bem como sua resiliência e capacidade de resposta aos efeitos negativos decorrentes dessa exposição. Os fatores ambientais, por sua vez, tendem a avaliar apenas a probabilidade de exposição. Assim, reafirma-se a importância de adotar uma abordagem multidimensional ao lidar com fenômenos complexos, como a contaminação ambiental. Dessa forma, é possível representar com mais precisão a interação do fenômeno com o sistema socioecológico em que ocorre.

Outra possível explicação para o efeito limitado dos indicadores ambientais sobre o IVCAA médio municipal está na escala de análise necessária ao modelo de regressão linear múltipla. Os indicadores ambientais utilizados no presente estudo, com exceção da densidade de drenagem (único indicador com efeito significativo), distribuem-se de forma contínua no território da área de estudo e dos municípios nela inseridos. Assim, em um município, podem ocorrer diferentes valores (ou classes) de cada indicador ambiental. Porém, o modelo de regressão linear utilizado para análise de sensibilidade requer um tamanho amostral idêntico para todas as variáveis (Hair *et al.*, 2019). Portanto, foi necessário calcular um valor médio municipal para esses indicadores. Esse valor médio, embora viabilize a operacionalização do modelo, pode reduzir a riqueza de detalhes dos indicadores originais e atenuar a associação com o IVCAA. Desta forma, a ausência de significância não invalida a relevância conceitual dos indicadores ambientais, mas pode revelar uma limitação da escala da análise empregada.

A partir do coeficiente β , foi possível avaliar a força e a direção do efeito de cada indicador sobre o IVCAA médio municipal. Assim, foi possível confirmar ou refutar as premissas utilizadas para justificar sua inclusão no IVCAA. Todos os indicadores com efeito não significativo foram excluídos nesse processo, pois não foi possível, por meio do modelo de regressão, comprovar sua relação com o IVCAA. Para os indicadores com efeito estatisticamente significativo, as premissas são discutidas individualmente nos parágrafos seguintes.

O indicador Uso de Agrotóxicos apresentou a correlação significativa mais forte com o IVCAA ($\beta = 0,29778$). Assim, entre os indicadores incluídos no modelo, o uso de agrotóxicos foi o que teve maior influência nos resultados do IVCAA. A correlação observada foi positiva e, portanto, é possível inferir que, quanto maior o consumo de agrotóxicos em um município da área de estudo, maior será sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Esse resultado corrobora a premissa que justificou a inclusão do indicador. Estudos têm demonstrado que, em regiões com uso intensivo de agrotóxicos, a contaminação ambiental por essas substâncias é mais frequente (Panis *et al.*, 2022; Morais *et al.*, 2025). Nesse contexto, a água é um dos recursos naturais mais afetados e sua contaminação tem impactos diretos sobre a saúde humana (Rad; Ray; Barhi, 2022). Isso demonstra a importância de se levar em consideração o perfil de consumo de agrotóxicos de uma região ao avaliar a probabilidade de contaminação em seu território.

O percentual de estabelecimentos agropecuários destinados à agricultura familiar foi o indicador com a segunda correlação mais forte com o IVCAA ($\beta = 0,2973$). Essa correlação positiva sugere que, quanto maior a participação da agricultura familiar no cenário agrícola de um município, maior sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Assim, é corroborada a premissa que justificou a inclusão deste indicador na proposta metodológica do IVCAA. Estudos realizados com agricultores familiares do Brasil têm identificado vulnerabilidades socioeconômicas recorrentes nesse grupo populacional, diretamente relacionadas à exposição e à contaminação ambientais por agrotóxicos.

Buralli *et al.*, (2021) sintetizam essas vulnerabilidades. De acordo com os autores, esses produtores muitas vezes possuem baixo nível de escolaridade, o que pode levar a uma compreensão superficial ou equivocada dos riscos do manejo inadequado de agrotóxicos e das instruções e recomendações de uso contidas nas bulas, inclusive quanto à destinação correta das embalagens e ao uso de EPIs. A renda e disponibilidade de infraestrutura também são fatores relevantes. Na agricultura familiar, comumente, as propriedades têm proporções menores, não dispõem de maquinário adequado para o manejo de agrotóxicos e contam com mão de obra limitada (Abreu; Allonzo, 2016). Nesse contexto, os produtores e seus familiares lidam com agrotóxicos de forma cotidiana, utilizando-os em áreas agrícolas e domésticas, o que aumenta o risco de contaminação.

De acordo com Souza, Silva e Pinheiro (2023), as condições sociais, culturais e econômicas da agricultura familiar, como as práticas de manejo adotadas, a estrutura física disponível e o nível de instrução dos produtores sobre o manejo adequado de agrotóxicos, podem levar ao uso inseguro dessas substâncias. Abreu e Allonzo (2016) apontam que tecnologias agroquímicas, como os agrotóxicos, foram desenvolvidas para a estrutura produtiva do agronegócio e não são plenamente compatíveis com o modelo de produção familiar. Tais observações na literatura são suficientes para demonstrar a validade desse indicador na representação da vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos no contexto da agricultura familiar. Entretanto, é importante destacar que os aspectos relativos à vulnerabilidade socioeconômica não se restringem a esse grupo populacional e, por isso, são debatidos mais a fundo em outros indicadores mais específicos, como a renda média domiciliar, o nível de escolaridade dos produtores rurais e o acesso à assistência técnica.

A terceira correlação significativa mais forte identificada no modelo foi do indicador renda média domiciliar ($\beta = -0,2966$). Neste caso, a correlação observada é negativa; portanto, é possível inferir que, quanto menor a renda média domiciliar de um município, maior o seu IVCAA. Esse resultado faz com que a premissa que justificou a inclusão desse indicador no presente estudo seja considerada válida.

Estudos têm demonstrado que populações menos desenvolvidas e marginalizadas, como indígenas, quilombolas ou de baixa renda, enfrentam uma exposição desproporcional à contaminação do solo, do ar e da água, o que resulta em impactos diretos na saúde e na qualidade de vida (Santos, 2025). Esse maior nível de exposição, em muitos casos, pode ser atribuído ao fato de que populações pobres tendem a ocupar regiões mais sujeitas à degradação da qualidade ambiental e com acesso limitado a serviços básicos como educação, saneamento básico e saúde pública, conhecidos como exemplos do racismo ambiental (Silva Júnior, 2022). Dessa forma, a renda pode ser um fator determinante da probabilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos. Segundo Bedor *et al.*, (2022), trabalhadores de baixa renda envolvidos na agricultura tendem a utilizar EPIs de forma incompleta e a ignorar algumas instruções e medidas de segurança no manejo de agrotóxicos.

Uma baixa renda também pode ser um fator determinante para a resiliência de uma população e para sua capacidade de resposta aos efeitos da exposição a agrotóxicos. Piagnati *et al.*, (2022) identificaram correlação entre baixa renda e a recorrência de doenças autorreferidas associadas à exposição a agrotóxicos, ao entrevistar famílias de três municípios do Mato Grosso. Segundo Tomasiello *et al.*, (2021), apesar das populações de menor renda terem, em grande parte, acesso a estabelecimentos de saúde de atenção básica, existem marcantes desigualdades no acesso desses grupos a serviços de saúde de alta complexidade. No caso da exposição a agrotóxicos por ingestão de água contaminada, esse fator pode ser ainda mais relevante. Nos casos de exposição crônica a agrotóxicos, os efeitos são causados a longo prazo e manifestam-se por meio de doenças muitas vezes não atribuídas a exposições no passado (Ministério da Saúde, 2013). Assim sendo, limitações no acesso ao tratamento podem afetar, a longo prazo, a resiliência da população.

A partir desses resultados, fica evidente a importância de considerar a renda média domiciliar como um aspecto relevante para avaliar a vulnerabilidade de uma população. Esse indicador se mostrou uma medida adequada para avaliar

simultaneamente a possibilidade de a população contribuir, ainda que de forma não intencional, para a contaminação da água por agrotóxicos, bem como para mensurar a resiliência e a capacidade de resposta dessa população aos potenciais efeitos.

O indicador número de estabelecimentos agropecuários apresentou a quarta correlação mais forte com o IVCAA ($\beta = 0,2778$). Esse valor de β indica que, quanto maior o número de estabelecimentos agropecuários em um município, maior é a vulnerabilidade desse município à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Dessa forma, a premissa que justificou sua inclusão no presente estudo foi considerada válida. Como visto em Panis *et al.*, (2022) e Moraes *et al.*, (2025), regiões com atividades agrícolas intensivas estão mais sujeitas à contaminação por agrotóxicos e aos seus efeitos negativos. Tendo em vista que a concentração de terras é característica da agricultura industrial, é importante destacar que um maior número de estabelecimentos agropecuários em um município pode estar associado à presença de múltiplas propriedades rurais familiares ou de pequeno porte. Essa hipótese, entretanto, carece de uma validação mais detalhada. De modo geral, os resultados obtidos para esse indicador demonstram a importância de considerar a vocação agrícola de um município ao avaliar sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos.

A quinta correlação mais forte foi observada para o indicador Número de Análises de Qualidade da Água para Consumo Humano para Agrotóxicos ($\beta = 0,2634$). A partir desse resultado, é possível inferir que, quanto mais análises desse tipo forem realizadas em um município, maior será seu IVCAA. Entretanto, é importante ressaltar que alguns estados brasileiros com grande vocação agrícola ainda monitoram agrotóxicos em proporções muito inferiores a São Paulo e Minas Gerais (IBGE, 2025; Ministério da Saúde, 2025). No contexto da priorização dos municípios da Bacia PCJ, verifica-se um sistema de monitoramento já implementado, do qual não foi possível obter informações específicas, como o método adotado para definir as prioridades. Desta forma, a premissa que justificou sua inclusão no presente estudo foi parcialmente validada.

O percentual de estabelecimentos agropecuários com acesso à assistência técnica apresentou a sexta correlação mais forte com o IVCAA ($\beta = -0,2599$). Por se tratar de uma correlação negativa, esse resultado permite inferir que, quanto menor o acesso à assistência técnica em um município, maior a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Assim, a premissa que

justificou a inclusão desse indicador no presente estudo foi considerada válida. A literatura científica demonstra que produtores rurais que não contam com esse serviço tendem a negligenciar, ainda que de forma não intencional, as boas práticas de uso de agrotóxicos (Porto; Soares, 2012).

Em um estudo realizado com 776 trabalhadores rurais cadastrados como aplicadores de agrotóxicos no estado de Pernambuco, Pessoa *et al.*, (2022) demonstram essa realidade. Os autores verificaram que 69% desses profissionais não receberam treinamento sobre o risco de acidentes com agrotóxicos, enquanto 9% obtiveram treinamento informal, 4% tiveram treinamento formal com menos de 20 horas e 1,3% contaram com formações de pelo menos 20 horas. Nesse contexto, 21% dos participantes relataram intoxicação por agrotóxicos e problemas de saúde recorrentes. Em outro estudo, com produtores rurais do estado do Espírito Santo, Petarli *et al.*, (2019) observaram que, dos 550 participantes, 71,4% não utilizavam EPI ou os utilizavam de forma incompleta e mais de 50% não liam as recomendações nos rótulos dos agrotóxicos. Fica clara, portanto, a relevância do acesso à assistência técnica para o manejo adequado de agrotóxicos, porém, esse não é o único aspecto que gera insegurança.

Os resultados obtidos por Petarli *et al.*, (2019) indicam que produtores rurais costumam adquirir agrotóxicos sem receituário agrônomo, seguindo as recomendações de vizinhos e amigos. Conforme Boulomytis (2008), que analisou a bataticultura no município de Bueno Brandão, Minas Gerais, produtores rurais tendiam a arrendar terras para plantio e a comprar agrotóxicos com base em dados de outras propriedades, o que pode dificultar o controle do uso desses produtos. Ao entrevistar 113 agricultores do município de Cerro Largo, no Rio Grande do Sul, Ristow *et al.*, (2020) observaram que, mesmo com acesso a orientações técnicas fornecidas pelos comerciantes de agrotóxicos, os produtores rurais tendem a ignorar as práticas de segurança. Desta forma, é importante destacar que, embora válido enquanto indicador da probabilidade de contaminação hídrica por agrotóxicos, o acesso à assistência técnica não pode ser considerado isoladamente de outros indicadores socioeconômicos mais específicos, como renda e nível de escolaridade, que exercem efeitos mais profundos no sistema socioecológico.

O indicador Escolaridade dos Produtores Rurais apresentou a sétima correlação mais forte com o IVCAA médio municipal ($\beta = 0,2429$). Tal resultado permite inferir que, quanto maior o percentual de produtores rurais de um município

cujo nível de formação mais alto seja o ensino fundamental, maior a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo por agrotóxicos em seu território. Esse resultado corrobora a premissa que justificou a inclusão desse indicador neste estudo. Nesse sentido, a escolaridade pode funcionar como uma barreira protetora (Faria; Rosa; Facchini, 2008).

A baixa escolaridade pode ser considerada uma realidade persistente na agricultura brasileira. Em Pessoa *et al.*, (2022), dos 776 aplicadores de agrotóxicos entrevistados, 30% têm nível máximo de escolaridade entre a 1ª e a 4ª série do ensino fundamental incompleta. Em Ristow *et al.*, (2020), 45% dos 113 produtores rurais entrevistados possuem ensino fundamental incompleto. Em Petarli *et al.*, (2019), 68% dos 790 agricultores entrevistados frequentaram a escola por, no máximo, 4 anos. Esse é um fator de risco para a contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Estudos indicam que produtores rurais com baixa escolaridade podem ter dificuldades para compreender informações técnicas sobre o uso seguro de agrotóxicos (Oliveira-Silva *et al.*, 2001).

Conforme destacam Oliveira-Silva *et al.*, (2001), o nível de escolaridade torna-se um fator de risco ao limitar a compreensão de informações técnicas para o uso e o manuseio de agrotóxicos, desde o descarte adequado de embalagens vazias até o uso de EPIs e o respeito aos intervalos de aplicação e de entrada nas áreas. Albuquerque *et al.*, (2015) observaram, inclusive, que as maiores taxas de morbidade e mortalidade por intoxicações por agrotóxicos no estado de Pernambuco, entre 2008 e 2012, concentraram-se em populações com baixo nível de escolaridade.

Por outro lado, Abreu e Allonzo (2016) destacam que não é adequado culpabilizar os trabalhadores rurais de baixa escolaridade, especialmente os agricultores familiares, pelos agravos decorrentes do uso inadequado de agrotóxicos. De acordo com os autores, pequenos produtores familiares não dispõem de estrutura física, tecnológica e financeira para adotar medidas complexas de segurança. Nesse ponto, o nível de escolaridade possui ligação direta com outros indicadores socioeconômicos, como agricultura familiar, renda e acesso à assistência técnica, visto que produtores com baixos resultados em um desses indicadores muitas vezes também têm resultados baixos nos demais. Fica clara, dessa forma, a importância de considerar a escolaridade ao avaliar a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos em um município, principalmente de forma conjunta com outros indicadores socioeconômicos.

A despesa com agrotóxicos foi o indicador com a oitava correlação mais forte com os resultados do IVCAA médio municipal ($\beta = 0,2047$). A partir desse resultado, é possível inferir que, quanto mais se gasta com agrotóxicos em um município, maior é sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Com base nesse resultado, considerou-se válida a premissa que justifica sua inclusão no presente estudo. Esse resultado demonstra a importância de se considerar o perfil de consumo de agrotóxicos de um município, inclusive seus gastos com agrotóxicos, ao avaliar o risco de contaminação. Entretanto, é importante destacar que, conforme observado por Boulomytis (2008), o município onde os agrotóxicos são comprados pode não ser, necessariamente, o mesmo onde esses produtos serão utilizados.

A nona correlação mais forte do modelo foi observada para o indicador de concentração mediana de agrotóxicos na água para consumo humano ($\beta = 0,1562$). Tal resultado demonstra que, quanto maior a concentração de agrotóxicos observada na água de um município, maior a vulnerabilidade de sua população a essa contaminação e aos seus efeitos negativos. Assim, foi considerada válida a premissa que justificou sua inclusão neste estudo. Apesar de ter sido considerado o indicador mais relevante conforme o processo de ponderação participativa, ele depende diretamente da disponibilidade de dados de monitoramento e da confiabilidade desses dados. No contexto da priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos, esse indicador pode ser relevante para identificar municípios em que a contaminação já é um problema recorrente.

Nos casos em que não há grande disponibilidade de dados de monitoramento ou quando os dados disponíveis não forem confiáveis, esse indicador pode ser utilizado de outra forma. A partir da análise da concentração de agrotóxicos na água de todos os municípios de uma região (com base em dados do SISAGUA, de outras fontes ou de monitoramento ativo), é possível realizar uma triagem dos municípios. Dessa forma, é possível evitar o uso desnecessário de recursos de monitoramento em regiões onde esse recurso não é um problema relevante. Esse resultado evidencia a importância da base de dados do SISAGUA. No processo de priorização, essa base de dados opera em um ciclo de retroalimentação. Nela são inseridos dados relativos ao monitoramento, e tais dados podem, futuramente, ser relevantes para direcionar a intensificação ou suspensão do monitoramento em regiões onde a contaminação da

água destinada ao consumo humano representa um problema de maior ou menor relevância.

O indicador Uso de irrigação apresentou a décima correlação mais forte com o IVCAA médio municipal ($\beta = 0,1502$). Esse resultado permite inferir que, quanto maior o percentual de estabelecimentos agropecuários de um município que utilizam irrigação, maior a vulnerabilidade desse município à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Dessa forma, a premissa que justificou a inclusão desse indicador no presente estudo foi considerada válida. Estudos têm demonstrado que a utilização intensiva de irrigação pode modificar os caminhos hidrológicos, elevando o transporte de agrotóxicos para os corpos hídricos por meio do escoamento, da deriva e da lixiviação (Pathak *et al.*, 2022; Su; Singh, 2024). Evidencia-se, assim, a relevância de considerar as práticas de manejo agrícola adotadas nos municípios ao avaliar o risco de contaminação em seu território. É necessário, porém, destacar que o potencial de transporte não decorre apenas do uso de irrigação, mas também de características físico-químicas dos compostos utilizados e de aspectos ambientais do local de aplicação (Siddiqui, 2019; Vryzas, 2018).

O número de casos de câncer apresentou a décima primeira correlação significativa mais forte com o IVCAA médio municipal ($\beta = 0,1468$). Esse resultado permite inferir que, quanto maior o número de casos de câncer diagnosticados na população de um município, maior sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos. Dessa forma, a premissa foi considerada válida para incluí-lo neste estudo. É evidenciada, portanto, a importância de considerar a ocorrência de agravos à saúde, como o câncer, na população de um município ao avaliar o risco de contaminação hídrica por agrotóxicos em seu território.

Diversos estudos têm demonstrado a relação entre a exposição a agrotóxicos e a ocorrência de câncer (Yang *et al.*, 2025). Segundo Meftaul *et al.*, (2020), o glifosato, agrotóxico mais utilizado no mundo, pode estar associado a diversos problemas de saúde, inclusive o câncer. Panis e Lemos (2024) observaram que a população feminina exposta a misturas de agrotóxicos tem maior probabilidade de desenvolver câncer de mama. Chen *et al.*, (2026), por sua vez, demonstraram correlação entre a exposição humana ao agrotóxico atrazina e alterações em marcadores associados ao câncer de pulmão e de fígado. Em Pessoa *et al.*, (2025), demonstrou-se a recorrência do câncer entre trabalhadores rurais envolvidos na aplicação de agrotóxicos. Entretanto, é necessário destacar que a inclusão desse

indicador no IVCAA não visa comprovar a causalidade entre agrotóxicos e câncer. Na verdade, o presente trabalho limita-se a destacar a importância de considerar aspectos relativos à saúde das populações nas tomadas de decisão nessa temática.

A correlação significativa mais fraca do modelo foi observada para o indicador densidade de drenagem ($\beta = 0,106553$). Esse resultado sugere que, quanto mais canais de drenagem existem no território de um município, maior sua vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos. Desta forma, a premissa que justificou a inclusão do indicador no presente estudo foi considerada válida. De acordo com Schonenberger *et al.*, (2022), quanto maior a proporção de área drenada, maior a probabilidade de deslocamento dos agrotóxicos disponíveis no ambiente. Assim como no indicador de irrigação, é importante ressaltar que o potencial de deslocamento também depende de outros fatores, como as propriedades dos agrotóxicos e as características do ambiente. Porém, em ambos os casos, o maior fluxo de água pelo terreno é determinante para o deslocamento de compostos suscetíveis a esse processo. Evidencia-se, deste modo, a relevância de considerar aspectos hidrológicos na avaliação da vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos em um município.

A densidade de drenagem foi o único indicador da dimensão ambiental com efeito significativo sobre o valor médio municipal de IVCAA. Os indicadores profundidade do aquífero, material de formação do aquífero, textura do solo, declividade, impacto da zona vadosa, uso e cobertura do solo e erodibilidade do solo, por sua vez, não demonstraram influência sobre os resultados. No caso da dimensão ambiental, esse resultado pode estar atribuído ao fato de que a densidade de drenagem é o único indicador da dimensão que possui, naturalmente, um valor médio municipal. Todos os demais indicadores da dimensão apresentaram distribuição contínua no território das Bacias PCJ e foi necessário calcular um valor médio municipal. Como discutido anteriormente, essa questão pode ter comprometido os resultados.

Também não foi verificado efeito significativo para os indicadores pessoal ocupado, IDH, intoxicações por agrotóxicos e leitos do SUS por habitante, que não influenciaram os resultados. Assim, não foi possível verificar a validade das premissas que justificaram sua inclusão neste estudo. É possível inferir, portanto, que, do ponto de vista estatístico, tais indicadores se mostraram úteis para o cálculo do resultado final do IVCAA. Para fins de refinamento da proposta metodológica do IVCAA, a

exclusão desses indicadores pode simplificar os processos de levantamento de dados e de composição do índice. Apesar disso, estudos futuros podem utilizá-los para verificar sua validade em outros contextos.

3.4.3.3. Análise de colinearidade

Com base nos valores de FIV (Tabela 10), foi possível determinar quais indicadores, por estarem altamente correlacionados com os demais, tornam-se estatisticamente redundantes para os resultados do IVCAA. No modelo de regressão, as variáveis com maior redundância foram o Impacto da Zona Vadoza e o Material de Formação do Aquífero. Os indicadores topografia, uso e cobertura do solo também apresentaram valores de FIV considerados altos em relação aos demais indicadores. Esses indicadores obtiveram, respectivamente, FIVs de 11,50 e 7,91. Todos os demais indicadores apresentaram valores inferiores a 4.

Tabela 10 - Valores do Fator de Inflação da Variância para o conjunto de indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA (continua)

Indicador	FIV
Profundidade do aquífero	2.60
Material de formação do aquífero	35.43
Textura do solo	3.51
Declividade	11.50
Impacto da zona vadosa	34.63
Uso do solo	7.91

Fonte: O autor, 2025.

Tabela 10 – Valores do Fator de Inflação da Variância para o conjunto de indicadores pré-selecionados para compor o IVCAA (continuação)

	Indicador	FIV
	Densidade de drenagem	1.40
	Erodibilidade do solo	1.68
	Número de estabelecimentos agropecuários	1.71
	Uso de agrotóxicos	3.68
	Despesa com agrotóxicos	2.53
	Pessoal ocupado	2.86
Fonte: O autor, 2025.	Acesso à assistência técnica	1.48
	Uso de irrigação	3.10
	Renda média domiciliar	3.78
	Nível de escolaridade dos produtores rurais	3.15
	Agricultura familiar	1.96
	Índice de Desenvolvimento Humano	1.68
	Número de intoxicações com agrotóxicos	2.65
	Concentração de agrotóxicos na água de consumo humano	1.38
	Número de análises de qualidade da água realizadas para agrotóxicos	2.21
	Número de casos de câncer por habitante	1.52
	Número de leitos hospitalares do SUS por habitante	1.80

Fonte: O autor, 2025.

O valor elevado de FIV para os indicadores “Impacto da Zona Vadosa” e “Material de Formação do Aquífero” pode estar relacionado ao fato de que tais indicadores foram obtidos a partir da mesma base de dados, o Sistema GeoSGB. Portanto, na prática, esses indicadores podem se sobrepor ao classificar, ainda que de forma diferente, a mesma informação geológica. No caso do indicador declividade,

apesar do elevado valor de FIV, inicialmente não foi possível determinar quais outros indicadores geram redundância. Para o indicador uso do solo, a redundância pode estar atribuída à sua relação com outros indicadores, como o uso de agrotóxicos e de irrigação, que são recorrentes em áreas ocupadas por agricultura. Entretanto, é importante ressaltar que, apesar do FIV elevado, nenhum desses indicadores demonstrou efeito significativo sobre o IVCAA médio municipal. Isso indica que a redundância não comprometeu a eficiência da proposta metodológica.

3.4.4. Síntese do processo de validação

Nessa seção, são sintetizadas as principais implicações dos resultados da validação estatística da proposta metodológica do IVCAA. Foi possível verificar que a proposta metodológica se mostrou eficaz para os fins a que se destina. Também foi possível identificar, em sua estrutura, pontos que requerem atenção. A adição de indicadores agrícolas, sociais e sanitários e a agregação multidimensional desses indicadores para compor o IVCAA demonstraram-se eficazes para torná-lo uma ferramenta estatisticamente distinta do modelo DRASTIC-LU, que é a mais comumente utilizada para avaliar a vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos. Isso representa uma quebra de paradigmas em relação à abordagem disciplinar tradicionalmente adotada nesse tipo de ferramenta, ampliando o escopo da avaliação de vulnerabilidade para abranger fatores socioeconômicos antes ignorados (Leite *et al.*, 2025).

A análise de incerteza demonstrou que a proposta metodológica do IVCAA pode ser considerada robusta à ponderação dos indicadores. Entretanto, foi considerada sensível ao método de agregação utilizado. Por sua vez, o resultado do ranqueamento dos municípios conforme sua vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos, principal resultado do IVCAA, foi considerado sensível à incerteza tanto na ponderação quanto na agregação dos indicadores. Isso reforça a importância da adoção de um processo cuidadoso para a definição dos pesos de importância e da metodologia a ser adotada no cálculo do resultado final do índice.

Em relação à análise da sensibilidade interna do IVCAA, verificou-se um efeito significativo de todas as dimensões sobre o IVCAA médio municipal. Esse resultado realça a relação direta entre a vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos e fatores agrícolas, sociais, sanitários e ambientais. Assim, pode-se considerar válida a abordagem multidimensional adotada neste estudo. Foi observado, porém, um efeito mais forte para as dimensões social, agrícola e sanitária em detrimento da dimensão ambiental. Problemas de escala espacial dos dados podem ter comprometido o desempenho da dimensão ambiental. Entretanto, esse resultado também pode ser encarado como mais um indicativo da necessidade de incorporar a complexidade dos sistemas socioecológicos às ferramentas de avaliação de risco.

A análise de sensibilidade interna do IVCAA aos indicadores que o compõem indicou que nem todo o conjunto de indicadores pré-selecionados se mostrou estatisticamente relevante para a determinação do IVCAA médio municipal. A dimensão ambiental foi, novamente, a que apresentou o pior desempenho. Esse resultado corrobora, portanto, a preponderância das dimensões agrícola, social e sanitária sobre a ambiental. Isso reforça a importância de considerar as características específicas do arranjo social local para avaliar, além da probabilidade de ocorrência do fenômeno analisado, a resiliência e a capacidade de resposta das populações aos efeitos negativos decorrentes da exposição a agrotóxicos.

A análise de multicolinearidade demonstrou que os indicadores material do aquífero, impacto da zona vadoza, declividade e uso do solo são informações redundantes ao modelo. Mas, apesar disso, esses indicadores têm efeito significativo sobre o IVCAA médio municipal. Portanto, a redundância não foi um fator que comprometeu os resultados. Nesse sentido, é importante que sejam selecionados indicadores estritamente relevantes para o fenômeno em estudo e, ao mesmo tempo, distintos entre si. Dessa forma, é possível chegar a um conjunto otimizado de indicadores, evitando o trabalho de obter e tratar dados que, em algum nível, contêm a mesma informação.

Tendo em vista os resultados do processo de validação e, principalmente, os valores não significativos observados para os indicadores ambientais, é necessário reafirmar a importância de atenção à escala de análise adotada para empregar o IVCAA. Os resultados sugerem que o IVCAA médio municipal apresenta maior eficácia como ferramenta de triagem inicial, permitindo identificar municípios

prioritários ou mais vulneráveis em uma bacia hidrográfica, por exemplo. Com base nessa triagem, a riqueza de detalhes dos indicadores ambientais pode ser útil para identificar *hotspots* de vulnerabilidade no território municipal. Essa abordagem escalonada reforça a utilidade prática do IVCAA: enquanto, na escala municipal, ele orienta políticas públicas e a alocação de recursos em nível regional, em escalas mais refinadas, os fatores ambientais oferecem subsídios técnicos para ações localizadas de monitoramento e mitigação.

4. DISCUSSÃO GERAL

A contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos representa um problema complexo, multidimensional e territorial, cujos impactos extrapolam os limites do meio físico, atingindo a saúde humana, os ecossistemas e as dinâmicas sociais. No contexto brasileiro, marcado por elevada dependência do uso de agrotóxicos, heterogeneidade territorial e desigualdades socioeconômicas persistentes, a necessidade de instrumentos para lidar com os riscos decorrentes desse problema ganha destaque. Nesse sentido, o objetivo central desta pesquisa foi propor e validar o IVCAA como uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para a priorização de municípios para o monitoramento, incorporando dimensões ambientais, agrícolas, sociais e sanitárias.

A pesquisa foi estruturada a partir de um processo metodológico integrado, baseado na construção de um arcabouço teórico-metodológico e na aplicação prática da proposta. O processo de construção do arcabouço teórico-metodológico buscou identificar lacunas que justifiquem e direcionem a proposta metodológica. A aplicação prática da proposta consistiu em um estudo de caso nas bacias PCJ com o objetivo de avaliar e validar o índice. A decomposição do fenômeno estudado em quatro dimensões (ambiental, agrícola, social e sanitária) permitiu integrar diferentes escalas de análise e representar, de forma mais precisa, a complexidade de suas interações com o sistema socioecológico em que ocorre.

Os resultados da análise da literatura científica evidenciaram lacunas importantes nas abordagens atualmente utilizadas para a avaliação de risco e vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos. Apesar do tema ter ganhado destaque na produção acadêmica recente, observa-se a predominância de modelos centrados em atributos físicos do território, com baixa inclusão de variáveis sociais e sanitárias. Nesse contexto, o modelo DRASTIC-LU se destaca como a ferramenta mais utilizada. Ao considerar apenas aspectos ambientais/hidrogeológicos, esse modelo gera resultados alheios a fatores socioeconômicos e sanitários. Isso pode representar uma simplificação da dinâmica real da contaminação hídrica em sistemas socioecológicos, que se desenvolve em uma realidade altamente complexa. Consequentemente, as intervenções e as tomadas de decisão baseadas em seus resultados podem ser limitadas e ineficientes, gerando desperdício de recursos.

A análise das diretrizes oficiais do Ministério da Saúde para o processo de priorização de municípios para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano também identificou lacunas. Observou-se que, apesar de haver um grande número de indicadores sugeridos para utilização, há falta de sistematização metodológica para sua aplicação e pouca indicação de fontes para a obtenção dos dados necessários. Também foi verificada a predominância de indicadores relacionados à dimensão sanitária, enquanto os ambientais, sociais e agrícolas são menos recorrentes. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que parte das diretrizes aborda, como um todo, a contaminação da água destinada ao consumo humano. Desta forma, a contaminação por agrotóxicos não é tratada de forma específica. Apesar desses resultados, para fins de orientação do processo de monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano, a DNPAVQACH (Brasil, 2016) e a DNVSPEA (Brasil, 2017) foram consideradas os documentos mais adequados. As lacunas observadas nesse processo não apenas justificaram a proposição do IVCAA, como também orientaram sua estrutura conceitual e metodológica, reforçando a necessidade de uma abordagem multidimensional e sistematizada para a priorização de municípios.

A construção do IVCAA representou uma tentativa de rompimento em relação aos modelos clássicos de avaliação de vulnerabilidade, buscando uma abordagem mais abrangente e integrativa, adaptada às necessidades da realidade brasileira. De forma a facilitar a síntese das conclusões alcançadas a partir dos resultados desta pesquisa, elas serão abordadas de três perspectivas distintas: uma conceitual (ou teórica), onde são discutidas as contribuições da pesquisa para a compreensão e avaliação da contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos enquanto um fenômeno socioambiental de origem antropogênica; uma prática (ou programática), onde são avaliadas as contribuições da aplicação do IVCAA para a priorização de municípios no contexto das Bacias PCJ e sua relevância para fortalecimento da vigilância em saúde ambiental; uma conceitual; e uma metodológica, onde são abordadas as contribuições da pesquisa para construção de uma estrutura metodológica sólida e validada para a avaliação de risco/vulnerabilidade à contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos no Brasil.

Na perspectiva conceitual, os resultados do estudo demonstram que a contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos e os impactos decorrentes dela não são determinados exclusivamente pelas características

ambientais da área. Também estão envolvidas nesse processo as condições socioeconômicas, sanitárias e produtivas das populações e dos territórios que ocupam. Todas as dimensões selecionadas para compor o fenômeno (ambiental, agrícola, social e sanitária) demonstraram correlação significativa com os resultados obtidos, sendo a dimensão social a que apresentou maior efeito. Esse resultado corrobora a ideia de que, ao lidar com fenômenos complexos, como a contaminação hídrica por agrotóxicos, devem ser considerados, além do meio físico, fatores relativos à vulnerabilidade das populações, à resiliência e à capacidade de resposta. Em um ambiente socialmente diversificado, como o brasileiro, tais fatores estão diretamente ligados ao grau de exposição de uma população em caso de contaminação.

Em termos práticos, o IVCAA se mostrou adequado para identificar os municípios com maior vulnerabilidade. Com base em seus resultados, os municípios de Camanducaia, Monte Mor, Hortolândia e Jundiaí foram considerados prioritários para o monitoramento de agrotóxicos na água de consumo humano nas Bacias PCJ. Esse resultado permitiu realizar uma avaliação mais detalhada do sistema de abastecimento público de água desses municípios, na qual foram identificados 10 mananciais de abastecimento e 7 ETAs com maior vulnerabilidade.

Fica evidente, dessa forma, a relevância institucional e normativa do presente estudo. Os resultados obtidos no contexto das Bacias PCJ demonstram o potencial do IVCAA para auxiliar a tomada de decisão sobre o direcionamento de esforços para a melhoria do sistema de vigilância em saúde ambiental. É importante destacar, entretanto, que sua proposta metodológica está voltada à priorização espacial, ou seja, ao indicar onde o monitoramento é mais necessário. Para alcançar um nível de precisão maior no direcionamento das ações, uma vez definidos os municípios prioritários por meio do IVCAA, podem ser utilizadas ferramentas para definir os agrotóxicos prioritários no contexto local e a época adequada para seu monitoramento. Dessa forma, é possível alcançar um processo de triagem e priorização mais completo, otimizando a gestão da qualidade da água destinada ao consumo humano.

Do ponto de vista metodológico, o IVCAA é eficaz na identificação de padrões espaciais de vulnerabilidade. Todos os municípios considerados prioritários apresentaram vulnerabilidades conforme os resultados dos indicadores individuais. Com base no processo de validação, observa-se que, a partir da abordagem multidimensional, foi possível superar a limitação disciplinar do modelo DRASTIC-LU.

Embora o IVCAA incorpore os indicadores clássicos do DRASTIC-LU, a inclusão de novas dimensões e a adoção de procedimentos distintos de ponderação e agregação resultam em diferenças estatisticamente significativas nos resultados, que também não estão significativamente correlacionados. Esses achados corroboram a hipótese de que o modelo DRASTIC-LU poderia ser utilizado para subsidiar a proposição de uma ferramenta mais abrangente e ajustada à realidade brasileira, como o IVCAA.

A análise de incerteza realizada nesta pesquisa constitui outro aspecto relevante da validação metodológica do trabalho e de suas contribuições. Os resultados indicaram que o IVCAA apresenta, em relação aos seus valores absolutos, robustez à incerteza no processo de ponderação dos indicadores. Porém, foi identificada sensibilidade a alterações no processo de agregação desses indicadores. Esse resultado demonstra a importância da seleção cuidadosa dos métodos de ponderação e de agregação dos indicadores para a utilização do IVCAA. Essa constatação é particularmente importante em cenários de tomada de decisão para a priorização de municípios, dado que frequentemente esse processo se baseia na ordenação relativa entre eles. Ao explicitar essas fragilidades, a presente pesquisa fornece subsídios para a utilização futura do IVCAA de forma crítica e consciente.

A análise da sensibilidade interna da proposta metodológica do IVCAA, por sua vez, permitiu avaliar a contribuição dos componentes do IVCAA para o resultado final. Na estrutura multidimensional definida para o índice, todas as dimensões contribuíram significativamente para os resultados, porém, as dimensões social e agrícola demonstraram-se preponderantes em relação às dimensões ambientais e sanitárias. Esse resultado valida a estrutura multidimensional adotada e, ao mesmo tempo, reforça a necessidade de considerar o contexto socioeconômico e as práticas de manejo agrícola adotadas em um município para avaliar a vulnerabilidade à contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos em seu território.

A análise de sensibilidade também demonstrou a baixa relevância dos indicadores inseridos na dimensão ambiental para o resultado final do IVCAA. Do conjunto original de indicadores pré-selecionados, apenas 12 demonstraram contribuições significativas para os resultados, sendo destes apenas um da dimensão ambiental. Esse resultado pode ser atribuído a uma limitação da proposta metodológica, decorrente da escala dos dados utilizados. Enquanto os indicadores das dimensões agrícola, social e sanitária, em sua maioria, se apresentam em valores

médios municipais, os indicadores ambientais se distribuem predominantemente de forma contínua pela área de estudo, com gradientes de valores no território de um mesmo município. Essa forma de distribuição dos indicadores ambientais levou à necessidade de cálculo de valores médios municipais, para que fosse possível realizar análises estatísticas no processo de validação. A utilização de valores médios para esses indicadores pode, entretanto, representar uma simplificação da distribuição desses indicadores na área de estudo e, assim, mascarar sua real contribuição para os resultados finais. Desta forma, o resultado não invalida a relevância dos indicadores ambientais clássicos amplamente utilizados nesse tipo de análise; ele apenas destaca a necessidade de atenção à escala adotada.

Como alternativa a essa situação, é possível sugerir o uso de indicadores ambientais em análises internas mais complexas nos municípios previamente indicados como prioritários pelo conjunto validado de indicadores. Em escala intramunicipal, esses indicadores podem ser úteis para identificar hotspots de vulnerabilidade no interior de um município. Por outro lado, a restrição do conjunto de indicadores utilizados a aqueles com contribuições significativas para os resultados finais permite otimizar o processo metodológico. Ao reduzir o conjunto de indicadores, os processos de obtenção e tratamento de dados tornam-se mais práticos, o que pode aumentar a probabilidade de que o IVCAA seja aceito e realmente utilizado para a finalidade à qual se propõe.

Ainda do ponto de vista metodológico, é importante destacar outro problema identificado no processo de classificação e de interpretação dos resultados finais. Ficou evidente, nesse processo, que a adoção de um sistema fixo de classificação dos resultados pode levar à perda de informações ao agrupar todos os municípios das Bacias PCJ em apenas duas classes presentes em seu território. Isso significaria ignorar a importância do gradiente de valores obtido no processo de priorização. A utilização dos percentis 95% e 5% como pontos de corte para a priorização dos municípios, por sua vez, demonstrou-se um método de triagem mais adequado. A própria utilização do valor médio municipal de IVCAA como unidade de medida pode significar a perda do gradiente de valores obtidos em escala intramunicipal. Entretanto, sua utilização se mostrou imprescindível para todo o processo de validação da proposta metodológica.

Com base nessas observações, recomenda-se o uso dos percentis 95% e 5% como método de triagem dos municípios mais e menos vulneráveis. O sistema de

classificação fixa dos valores de IVCAA médio municipal, por sua vez, pode ser mais relevante em estudos em que se comparam os valores de IVCAA obtidos em duas ou mais áreas distintas. Nesse contexto, a classificação dos valores pode ser útil como parâmetro fixo para comparar os níveis de vulnerabilidade entre as áreas. Essa definição representa mais um aperfeiçoamento metodológico para futuras utilizações do índice. É necessário reconhecer, entretanto, que a construção de índices envolve inevitavelmente escolhas metodológicas e um certo grau de subjetividade, particularmente nas etapas de seleção, classificação e ponderação dos indicadores. Embora tais escolhas tenham sido fundamentadas na literatura científica, nas diretrizes institucionais e em processos de validação estatística, diferentes decisões poderiam conduzir a resultados distintos. Além disso, a aplicação do IVCAA foi realizada em um estudo de caso específico, o que impede a generalização direta dos resultados.

5. RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

A partir de todos os pontos de atenção na condução da pesquisa mencionados anteriormente, surgem lacunas a serem preenchidas por estudos futuros. A partir da aplicação do IVCAA, conforme sua proposta original, em diferentes regiões do Brasil será possível comparar os resultados e as limitações identificadas com os do presente estudo. A replicação do IVCAA em outras regiões e/ou épocas também permite testar o sistema de classificação fixa como alternativa para comparar diferentes recortes espaciais e/ou temporais. Dessa forma, fomenta-se a discussão sobre a aplicabilidade e o desempenho do IVCAA em diferentes contextos.

Estudos futuros também podem analisar, de forma mais detalhada, a relação entre aspectos ambientais, agrícolas, sociais e sanitários e a contaminação da água destinada ao consumo humano por agrotóxicos. Assim, é possível chegar a um conjunto ainda mais preciso de indicadores para o IVCAA. Outra potencial lacuna a ser explorada em estudos futuros é o processo metodológico da modelagem no que se refere a validação, calibração e teste de sensibilidade. A utilização de outros métodos para a validação dos resultados do IVCAA pode suscitar novas reflexões sobre seu desempenho e contribuir para o aperfeiçoamento metodológico.

CONCLUSÕES

O estudo foi capaz de responder a todas as perguntas e de testar todas as hipóteses que levaram à sua realização. A construção do arcabouço teórico-metodológico demonstrou que existem lacunas nas diretrizes do Ministério da Saúde para a priorização do monitoramento de agrotóxicos e também nas ferramentas disponíveis para a avaliação de risco e de vulnerabilidade à contaminação hídrica. Tais lacunas foram úteis para orientar a proposta metodológica do IVCAA. Os resultados da aplicação do IVCAA mostraram-se relevantes da perspectiva da saúde ambiental. No contexto das bacias PCJ, foram identificados 5 municípios prioritários, além de pontos críticos de vulnerabilidade nos sistemas de abastecimento público de água desses municípios.

A abordagem multidimensional adotada produziu resultados distintos daqueles obtidos com ferramentas unidimensionais, como o modelo DRASTIC-LU. Ao superar essas abordagens, o IVCAA amplia o escopo da avaliação de risco e de vulnerabilidade. Seus resultados indicam que os indicadores agrícolas, sociais e sanitários emergem como elementos centrais para a compreensão integrada da vulnerabilidade territorial. As práticas de manejo agrícola refletem o contexto socioeconômico local e condicionam tanto o potencial de contaminação quanto a capacidade de resposta das populações expostas. A partir da validação da proposta metodológica do IVCAA, foi possível compreender, de forma mais profunda, como esses múltiplos fatores interagem entre si na dinâmica da contaminação hídrica por agrotóxicos.

De modo geral, a proposição do IVCAA constitui uma contribuição relevante para o avanço das ferramentas de apoio à tomada de decisão no campo da vigilância da qualidade da água para consumo humano e da gestão de riscos associados ao uso de agrotóxicos. O índice apresenta-se como um arcabouço metodologicamente consistente e operacionalmente relevante para a gestão dos riscos associados à contaminação de recursos hídricos por agrotóxicos. Ao integrar múltiplas dimensões e abordar explicitamente suas incertezas e limitações, o índice contribui para uma avaliação mais realista da vulnerabilidade e oferece um referencial replicável e adaptável para aplicação em diferentes contextos geográficos e institucionais, com potencial de uso em distintos cenários agrícolas. Espera-se que os resultados desta

tese possam subsidiar tanto o aprimoramento de políticas públicas quanto o desenvolvimento de novas pesquisas, contribuindo para a proteção da saúde humana e para o fortalecimento do sistema de vigilância em saúde ambiental diante dos desafios impostos pelo uso intensivo de agrotóxicos no Brasil e no mundo.

REFERÊNCIAS

- AAE - AGÊNCIA AMBIENTAL EUROPEIA. **The DPSIR Framework**. Instituto Nacional de Pesquisa Ambiental: 2004. Disponível em: <https://greenresistance.files.wordpress.com/2008/10/dpsir-1.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2023.
- ABRASCO - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. **Dossiê técnico e científico contra o projeto de lei do veneno (pl 6.229/2002) e a favor do projeto de lei que institui a política nacional de redução de agrotóxicos – PNARA**. Rio de Janeiro: ABRASCO e ABA, 2018. Disponível em: <https://www.abrasco.org.br/site/wpcontent/uploads/2018/08/DOSSIE_NOVO_26_JULHO_Final-compressed2.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2023.
- ABREU, P. H. B.; ALLONZO, H. G. A. O agricultor familiar e o uso (in)seguro de agrotóxicos no município de Lavras/MG. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 41, p. 1-12, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2317-6369000130015>.
- ABUBAKAR, Y.; TIJJANI, H.; EGBUNA, C.; ADETUNI, C. O.; KALA, S.; KRYEZIU, T. L.; IFEMEJE, J. C.; PATRICK-IWANYAMU, K. C. Pesticides, history, and classification. In: EGBUNA, C.; SAWICKA, B. **Natural remedies for pest, disease and weed control**. Elsevier, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819304-4.00003-8>.
- ACAYABA, R. D.; ALBUQUERQUE, A. F.; RIBESSI, R. L.; UMBUZEIRO, G. A.; MONTAGNER, C. C. Occurrence of pesticides in waters from the largest sugar cane plantation region in the world. **Envioronmental Science and Pollution Research**, 29, 9824-9835, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11428-1>.
- AGGARWAL, R.; RANGANATHAN, P. Common pitfalls in statistical analysis: the use of correlations techniques. **Perspectives in Clinical Research**, v. 7, p. 187-190, 2019. DOI: 10.4103/2229-3485.192046.
- ALBUQUERQUE, P. C. C.; GURGEL, I. G. D.; GURGEL, A. M.; AUGUSTO, L. G. S.; SIQUEIRA, M. T. Sistemas de informação em saúde e as intoxicações em Pernambuco. **Rev Bras Epidemiol**, v. 18, p. 666-678, 2015. DOI: 10.1590/1980-5497201500030012.

- ALBUQUERQUE, P. C. C.; GURGEL, I. G. D.; GURGEL, A. M.; AUGUSTO, L. G. S.; SIQUEIRA, M. T. Sistemas de informação em saúde e as intoxicações em Pernambuco. *Rev Bras Epidemiol*, vol. 18, p. 666-678, 2015. DOI: 10.1590/1980-5497201500030012.
- ALLEN, C.R., ANGELER, D. Quantifying resilience: **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 617-624, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12649>.
- ALLER, L. *et al.*, **DRASTIC**: a standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hidrogeologic settings. Oklahoma: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, 1987. Disponível em: < <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=20007KU4.TXT>>. Acesso em: 20 jan. 2025.
- AL-MARSI, A. A.; SHAFI, K. M.; SEYYED, H.; MEO, S. A. Public perceptions: the role of individuals, societies, and states in managing the environmental challenges – cross-sectorial study. **Journal of King Saud University – Science**, v. 35, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2023.102581>
- ALMEIDA, A. C. O.; ANDRADE, H. M. L. S.; ANDRADE, L. P. O desenvolvimento territorial com foco na agrobiodiversidade dos sistemas alimentares. **Geopauta**, v. 6, 2021. DOI: <https://doi.org/10.22481/rg.v6.e2022.e10476>.
- ALMEIDA, M. D.; CAVENDISH; T. A.; BUENO, P. C.; ERVILHA, I. C.; GREGÓRIO, L. S.; KANASHIRO, N. B. O.; ROHLFS, D. B.; CARMO, T. F. M. A flexibilização da legislação brasileira de agrotóxicos e os riscos à saúde humana: análise do Projeto de Lei nº 3.200/2015. **Cad. Saúde Pública**, vol. 33, n. 7, 2017. DOI: 10.1590/0102-311X00181016.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Base hidrográfica ottocodificada multiescalas 2017**. 2017. Disponível em: < <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/0c698205-6b59-48dc-8b5e-a58a5dfcc989>>. Acesso em: 1 maio 2025.
- ARAGÃO, J. P. G. V. A (des)centralidade das questões ambientais: análise geográfica em tempo globalizados com perspectiva interdisciplinar. **Revista Brasileira de Educação em Geografia**, v. 8, n. 15, p. 149-174, 2018. DOI: <https://doi.org/10.46789/edugeo.v8i15.464>
- ARMAS, E. D. Biogeodinâmica de herbicidas em cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) na sub-bacia do rio Corumbatai. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas). Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2006.

- ATKINSON, R.; FLINT, J. Accessing hidden and hard-to-reach population: snowball research strategies. **Soc. Res. Update**, v. 33, 2001.
- ATLASBRASIL. **Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil**, 2025. Disponível em: < <http://www.atlasbrasil.org.br/#home> >. Acesso em: 18 dez. 2025.
- AVEN, T. Risk assessment and risk management: Review of recent advances on their foundation. **European Journal of Operational Research**, v. 253, n. 1, p. 1-13, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2015.12.023>
- AVEN, T., & THEKDI, S. **Risk Science: An Introduction** (2° ed.). Routledge, 2024. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781003494317>.
- BAESSO, M. M.; TEIXEIRA, M. M.; RUAS, R. A.; BAESSO, R. C. E. Tecnologias de aplicação de agrotóxicos. **Rev. Ceres Viçosa**, 61, suplemento, p. 780-785, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0034-737X201461000003>.
- BAIARDI, A.; VITAL, T. Quatro décadas contribuindo para o desenvolvimento agrário e agrícola do Brasil: a trajetória da Revista de Economia e Sociologia Rural, RESR, e o pensamento soberiano. **Rev. Econ. Sociol. Rural**, v. 58, n. 1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2020.229459>
- BAIG, F.; SHERIF, M.; SEFALNASR, A.; FAIZ, M. A. Groundwater vulnerability to contamination in the gulf cooperation council region: a review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 23, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101023>.
- BARBOSA, A M. C.; SOLANO, M. L. M; UMBUZEIRO, G. A. Pesticides in Drinking Water – The Brazilian Monitoring Program. **Frontiers in Public Health**, v. 3, novembro, p. 1–10, 2015.
- BARDIN, L. **Análise de Conteúdo**. São Paulo: Edições 70, 2016.
- BARIZON, R. R. M. *et al.*, Pesticides in the surface water of the Camanducaia River watershed, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 55, p. 238-292, 2019. <https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1693835>
- BARIZON, R. R. M.; KUMMROW, F.; ALBUQUERQUE, A. F.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A.; DUTRA, D. R. C. S.; PAZIANOTTO, R. A. A. Surface water contamination from pesticide mixtures and risks to aquatic life in a high-input agricultural region of Brazil. **Chemosphere**, 308, 136400, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136400>.
- BARRET, S.; STEINBACH, D.; ADDISON, S. **Assessing vulnerabilities to disaster displacement: a good practice review**. Genebra: Alto Comissariado das

- Nações Unidas para os Refugiados; Plataforma sobre Deslocamento por Desastres, 2022. Disponível em: <https://www.unhcr.org/>. Acesso em: 12 nov. 2025.
- BARRETO, M. L. P.; NETTO, A. M.; SILVA, J. P. S.; AMARAL, A.; BORGES, E.; FRANÇA, E. J.; VALE, R. L. Gray water footprint assessment for pesticide mixtures applied to a sugarcane crop in Brazil: a comparison between two models. **Journal of Cleaner Production**, 272, 124254, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124254>.
- BASTOS, R. K. X. A norma brasileira de qualidade da água para consumo humano em revisão – um convite à reflexão sob a ótica dos direitos. **Observatório Nacional dos Direitos à Água e ao Saneamento**, 2020. Disponível em: <A norma brasileira de qualidade da água para consumo humano em revisão – um convite à reflexão sob a ótica dos direitos0 - ONDAS - Observatório dos Direitos à Água e ao Saneamento (ondasbrasil.org)>. Acesso em, 22 jul. 2023.
- BECK, U. **Sociedade de risco**: rumo a uma outra modernidade. 2. ed. São Paulo: Editora 34, 2010.
- BECKER, W.; SAISANA, M.; PARULO, P.; VANDECASTEELE, I. Weights and importance in composite indicators: closing the gap. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 12-22, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.056>
- BERA, A.; MUKHOPADHAYY, B. P.; DAS, S. Groundwater vulnerability and contamination risk mapping of semi-arid Totko river basin, India using GISbased DRASTIC model and AHP techniques. **Chemosphere**, 307, 135831, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135831>.
- BERDOR, C. N. G., *et al.*, Empoderamento e construção coletiva de estratégias ante vulnerabilidades e situações de risco no uso de agrotóxicos. **Saúde Debate**, v. 46, n. 2, p. 122-132, 2022.
- BERKES, F.; C. FOLKE. **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge: Cambridge University Press. 1998.
- BEZERRA, A. C. V. Vigilância em saúde ambiental no Brasil: heranças e desafios. **Saúde Soc.**, v. 26, n. 4, p. 1044-1057, 2017. DOI 10.1590/S0104-12902017170093.
- BEZERRA, A. C. V.; BITOUN, J. Metodologia participativa como instrumento para a territorialização das ações de vigilância em saúde ambiental. **Ciência & Saúde**

- Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3259-3268, 2017. DOI: 10.1590/1413-812320172210.17722017.
- BIGGS, R.; DE VOS, A.; PREISER, R.; CLEMENTS, H.; MACIEJEWSKI, K.; SCHLÜTER, M. *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. London: Routledge, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781003021339>
- BIRON, M. **A practical guide to plastics sustainability**. Elsevier, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2019-0-03100-7>.
- BOMBARDI, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH/USP, 2017. Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2025.
- BOOYSEN, F. An overview and evaluation of composite índices of development. *Social Indicators Research*, v. 59, p. 115-151, 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1016275505152>
- BORTOLOTO, C. C.; HIRSCHMANN, R.; MARTINS-SILVA, T.; FACCHINI, L. A. Pesticide exposure: a population-based study in a rural area in southern Brazil. *Rev Bras Epidemiol*, v. 23, p. 1-11, 2020. DOI: 10.1590/1980-549720200027.
- BOULOMYTIS, V. T. G. **Utilização de geotecnologias para a avaliação do potencial de degradação hídrica das águas superficiais por agroquímicos: caso da sub-bacia do Rio das Antas, Bueno Brandão, MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2008.
- BOULOMYTIS, V. T. G.; BRESAOLA, R. J. Problemática no uso da terra e no manejo agrícola da bataticultura em Bueno Brandão, MG. *Soc. & Nat.*, v. 2, 2013.
- BRAGA, A. R. C., ROSSO, V. V., HARAYASHIKI, Y., JIMENEZ, P. C., CASTRO, I. B. Global health risks from pesticide use in Brazil. *Nature Food*, v. 1, p. 312-314, 2020. DOI: 10.1038/s43016-020-0100-3.
- BRASIL. **8ª Conferência Nacional de Saúde: relatório final**. Brasília: Ministério da Saúde, 1986. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/8_conferencia_nacional_saude_relatorio_final.pdf. Acesso em: 17 dez. 2025.
- BRASIL. **A evolução da saúde ambiental e saúde do trabalhador no Sistema Único de Saúde (2011-2021)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de->

[conteudo/publicacoes/svsa/vigilancia-ambiental/a-evolucao-da-vigilancia-em-saude-ambiental-e-saude-do-trabalhador-no-sistema-unico-de-saude-sus-2011-2021/view](https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/svsa/vigilancia-ambiental/a-evolucao-da-vigilancia-em-saude-ambiental-e-saude-do-trabalhador-no-sistema-unico-de-saude-sus-2011-2021/view). Acesso em: 17 dez. 2025.

BRASIL. **A evolução da saúde ambiental e saúde do trabalhador no Sistema Único de Saúde (2011-2021)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/svsa/vigilancia-ambiental/a-evolucao-da-vigilancia-em-saude-ambiental-e-saude-do-trabalhador-no-sistema-unico-de-saude-sus-2011-2021/view>. Acesso em: 17 dez. 2025.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 465 de 2014**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, DF, 2014.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília: Senado Federal, 1988.

BRASIL. Decreto nº 24.114, de 12 de abril de 1934. Aprova o Regulamento de Defesa Sanitária Vegetal. **Diário Oficial da União**: Rio de Janeiro, RJ, 1934b.

BRASIL. Decreto nº 5.981, de 6 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 2006.

BRASIL. **Decreto nº 79.367, de 9 de março de 1977**. Dispõe sobre normas e padrões de potabilidade da água e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 1977a. Disponível em: <[D79367 \(planalto.gov.br\)](https://planalto.gov.br/D79367)>. Acesso em: 22 jul. 2023.

BRASIL. **Diretriz Nacional Do Plano de Amostragem Da Vigilância Ambiental Em Saúde Relacionada à Qualidade Da Água Para Consumo Humano - Vigiagua**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2016.

BRASIL. **Diretrizes para o Monitoramento de Agrotóxicos em Água para Consumo Humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2024. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretrizes_agrotoxicos_agua_consumo_humano.pdf. Acesso em: 18 dez. 2025.

BRASIL. **Guia de Vigilância em Saúde: 5ª edição revisada e atualizada**. Brasília: Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, 2022. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/guia_vigilancia_saude_5ed_rev_atual.p. Acesso em: 18 dez. 2025.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Diário Oficial da União: Brasília, 2012.

BRASIL. **Lei nº 14.785 de 27 de dezembro de 2023.** Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/l14785.htm.

Acesso em: 17 dez. 2025.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. **Diário Oficial da União:** Brasília, DF, 1989.

BRASIL. **Lei nº 8.080, de 19 de setembro de 1990.** Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde. Diário Oficial da União, Brasília, 20 set. 1990a.

BRASIL. **Lei nº 8.142, de 28 de dezembro de 1990.** Dispõe sobre a participação da comunidade na gestão do SUS. Diário Oficial da União, Brasília, 31 dez. 1990b.

BRASIL. **Ministério da Saúde.** *Diretrizes nacionais para a vigilância em saúde de populações expostas a agrotóxicos.* Brasília, DF: Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, 2017. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretrizes_vigilancia_populacoes_expostas_agrotoxicos.pdf. Acesso em: 18 dez. 2025.

BRASIL. **Orientações técnicas para o monitoramento de agrotóxicos na água para consumo humano.** Brasília: Ministério da Saúde, 2014. Disponível em: <http://www.saude.gov.br/images/pdf/2014/agosto/29/Orienta---es-t--cnicas-para-o-monitoramento-de-agrot--xicos-na---gua-para-consumo-humano--2014.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2025.

BRASIL. **Plano Nacional de Saúde Ambiental.** Brasília: Ministério da Saúde, 2009.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.** Brasília: Ministério da Saúde, 2017.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.** Consolida normas sobre ações e serviços de saúde do SUS. Brasília: Ministério da Saúde, 2017.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.** Brasília: Ministério da Saúde 2021.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.** Estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. **Portaria MS nº 518/2004.** Brasília: Secretaria de Vigilância em Saúde. 28 p. Disponível em:

<https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2023.

BRASIL. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.

BRASIL. **Portaria nº 1.172/GM, de 15 de junho de 2004**. Institui o Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVSA). Brasília: Ministério da Saúde, 2004.

BRASIL. **Portaria nº 1.469/2000, de 29 de dezembro de 2000**. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2001. 32 p. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_1469.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2023.

BRASIL. **Portaria nº 1.469/GM, de 29 de dezembro de 2000**. Institui o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiágua). Brasília: MS, 2000.

BRASIL. **Portaria no 36/MS/GM, de 19 de janeiro de 1990**. Brasília: Ministério da Saúde, 1990.

BRASIL. **Portaria nº 56 / BSB, de 14 de março de 1977**. Brasília: Ministério da Saúde, 1977b.

BRASIL. **Vigilância ambiental em saúde: manual para o Sistema Nacional de Vigilância Ambiental em Saúde (Sinvas)**. Brasília: Ministério da Saúde; FUNASA, 2002. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_sinvas.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2025.

BROVINI, E. M. *et al.*, Occurrence and environmental risk assessment of 22 pesticides in Brazilian freshwater. **Aquat Toxicol**, v. 260, 2023. DOI: 10.1016/j.aquatox.2023.106566

Buralli, R. J., *et al.*, Conhecimentos atitudes e práticas de agricultores familiares brasileiros sobre a exposição aos agrotóxicos. **Saúde Soc.**, v. 30, n. 4, 2021. DOI 10.1590/S0104-12902021210103

BWIRE, G., *et al.*, The quality of drinking and domestic water from the surface water sources (lakes, rivers, irrigation canals and ponds) and springs in cholera prone communities of Uganda: na analysis of vital physicochemical paramenters. **BMC Public Health**, v. 20, 2020. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-09186-3>.

- CALDAS, S. S.; ARIAS, J. L. O.; ROMBARDI, C.; MELLO, L. L.; CERQUEIRA, M. B. R.; MARTINS, A. F.; PRIMEL, E. G. Occurrence of pesticides and PPCPs in surface and drinking water in Southern Brazil: data on 4-year monitoring. **J. Braz. Chem. Soc.**, 30, 1, p. 71-80, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180154>.
- CAMPOS, J. A. *et al.*, Modeling the environmental vulnerability for 2050 considering different scenarios in the Doce River Basin, Brazil. *Water*, v. 16, n. 10. DOI: [10.3390/w16101459](https://doi.org/10.3390/w16101459)
- CANICO, J.; SOTO, K.; TAPIA, J. MUÑOZ-QUEZADA, M. T.; LUCERO, B.; CONTRERAS, C.; MORENO, J. Occupational exposure to pesticides and symptoms of depression in agricultural workers. A systematic review. **Environmental Research**, 231, 116190, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116190>.
- CARCEO, E. Interconnected environmental ethics: navigating human, animal, and planetary health in the climate crisis. **Global Bioethics**, v. 36, n. 1, 2025. DOI: 10.1080/11287462.2025.2483053.
- CARDONA, O. D. *et al.*, Determinants of risk: exposure and vulnerability. In: FIELD, C. B. *et al.*, (eds.). **Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation: a special report of working groups i and ii of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 65–108.
- CARNIEL, L. S. C.; NIEMEYER, J. C.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; ALEXANDRE, D.; GEBLER, L.; KLAUBERG-FILHO, O. The fungicide mancozeb affects soil invertebrates in two subtropical Brazilian soils. **Chemosphere**, 232, p. 180-185, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.179>.
- CARPA, F.; LUISI, P. L. **A visão sistêmica da vida**. São Paulo: Cultrix, 2014.
- CARVALHO, M. M. X.; NODARI, E. S.; NODARI, R. O. "Defensivos" ou "agrotóxicos"? história do uso e da percepção dos agrotóxicos no estado de Santa Catarina, Brasil, 1950-2002. **História, Ciências, Saúde** -, 24, 1, p. 75–91, 2017.
- CEMADEN - CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO E ALERTAS DE DESASTRES NATURAIS. **Situação atual e projeção hidrológica para o sistema Cantareira**. Ano 07, número 58. CEMADEN, 2021. Disponível em: <[Relatorio_SistemaCantareira_Julho_2021.pdf](#) (cemaden.gov.br)>. Acesso em: 11 ago. 2023.

- CHAFFIN, B.C., GUNDERSON, L.H. Emergence, institutionalization and renewal: rhythms of adaptive governance in complex social-ecological systems. **Journal of Environmental Management**, 165, 81–87, 2016.
- CHAVOSHANI, A.; HASHEMI, M.; AMIN, M. M.; AMETA, S. C. Risks and challenges of pesticides in aquatic environments. In: CHAVOSHANI *et al.*, **Micropollutants and Challenges: emerging in the aquatic environment and treatment processes**. DOI: Elsevier, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818612-1.00005-2>.
- CHEIN, F. **Introdução aos modelos de regressão linear**: um passo inicial para a compreensão da econometria como uma ferramenta de avaliação de políticas públicas. Enap, Brasília, 76p., 2019. Disponível em: <[https://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/4788/1/Livro Regress%C3%A3o%20Linear.pdf?utm_source=chatgpt.com](https://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/4788/1/Livro_Regress%C3%A3o%20Linear.pdf?utm_source=chatgpt.com)>. Acesso em: 1 maio 2025.
- CHEN, X.; *et al.*, Dysregulation of atrazine-associated core genes networks and risk prediction in human cancers: insights from integrated transcription and network toxicology analyses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 309, 2026. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2026.119676>.
- CHENG, Z., YAN, S., SONG, T., CHENG, L., WANG, H.M. Adaptive water governance research in social sciences journals: a bibliometric analysis. **Water Policy**, v. 24, n. 12, p. 1951–1970, 2020.
- CHENG, Z., YAN, S., SONG, T., CHENG, L., WANG, H.M. Adaptive water governance research in social sciences journals: a bibliometric analysis. **Water Policy**, v. 24, n. 12, p. 1951–1970, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2166/wp.2022.207>.
- CHINA. **GB 5749-2022**. Substitui a GB 5749-2006. República Popular da China, 2023.
- CHIODI, R. E. O contexto territorial do sistema Cantareira e a gestão integrada e participativa dos recursos hídricos. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 24, n. 91, p. 379-395, 2023. DOI: <http://doi.org/10.14393/RCG249161644>
- CIONE, A. P.; SANTOS, G. S.; PINAGIO, M. G.; SALES, M.; CASALLANOVO, F. A new regulatory paradigm for pesticide registration in Brazil: comments on recente legislative amendments (Law 14.785/2023). **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 20, n. 3, p. 595-597, 2024. DOI: 10.1002/ieam.4923.

- COMISSÃO INTERNACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM –ICID. Groundwater in Italy. Disponível em: https://www.icid.org/v_italy.pdf. Acesso em: 15de jul. 2024.
- COMITÊS PCJ. **Histórico**. 2025. Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/historico/>. Acesso em: 30 out. 2025.
- COMITÊS PCJ. **Plano de Recursos Hídricos dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, 2020 a 2035**: Relatório final. Comitês PCJ/Agência das Bacias PCJ. Piracicaba: Consórcio Profill-Rhama, 2020, 747p.
- COMITÊS PCJ. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos nas Bacias PCJ 2024 (ano-base 2023)**. Piracicaba: Comitês PCJ, 2024. Disponível em: <https://www.comitespcj.org.br/wp-content/uploads/2025/03/RELATORIO-DE-SITUACAO-DOS-RECURSOS-HIDRICOS-2024.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2025.
- COSSU, L. O.; AQUINO, S. F.; MOTA FILHO, C. R.; SMITH, C. J.; VIGNOLA, M. Review on pesticide contamination and drinkink water treatment in Brazil: the need for improved treatment methods. **ACV EST Water**, v. 4, p. 3629-3644, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00063?urlappend=%3Fref%3DPDF&jav=VoR&rel=cite-as>
- COSTANZA, R. **Ecological economics**: the science and management of sustainability. New York: Columbia University Press, 1991.
- DAMALAS, C. A.; KOUTROUBAS, S. D. Farmers' exposure to pesticides: toxicity types and ways of prevention. **Toxics**. v. 4, n. 1, 2016. DOI: 10.3390/toxics4010001.
- DAMIBA, W. A. F. *et al.*, Use of water quality indexes integrating pesticides risk to human health. **GoHearth**, v. 9, n. 4, 2025.DOI: <https://doi.org/10.1029/2024GH001169>.
- DAVID, H. The role of environmental policy in promoting the public health and sustainability. **Journal of Public Health Policy and Planning**, v. 7, n. 5, 2023. DOI: <https://doi.org/10.35841/aaphpp-7.5.194>.
- DE DEUS, B. C. T.; BRANDT, E. M. F.; PEREIRA, R. O. Priority pesticides not covered by GM Ordinance of the Ministry of Health No. 888, of 2021, on water potability standards in Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 57, 2, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781077>.

- DELGADO, G. C. **Do capital financeiro na agricultura à economia do agronegócio: mudanças cíclicas em meio século (1965-2012)**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2012.
- DHANKHAR, N.; KUMAR, J. Impact of increasing pesticides and fertilizers on human health: a review. **Materials Today**, artigo no prelo, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.766>.
- DIAMANTOPOULOS, A.; RIEFLER, P.; ROTH, K. P. Advancing formative measurement models. **Journal of Business Research**, v; 31, p. 12, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2008.01.009>
- DONOHUE, H. M.; NEEDHAM, R. D. Moving best practice forward: delphi characteristics, advantages, potential problems, and solutions. **Int. J. Tourism Res.**, v. 11, p. 415-437, 2009, DOI: 10.1002/jtr.709.
- DONZELLI, G. AND LINZALONE, N. Use of scientific evidence to inform environmental health policies and governance strategies at the local level. **Environmental Science and Policy**, 146, pp. 171–184, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.05.009>
- DORTA-GONZÁLEZ, P. A multiple linear regression analysis to measure the journal contribution to the social attention of research. **Axioms**, v. 12, n. 337, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/axioms12040337>.
- DUDLEY, N.; ATTWOOD, S. J.; GOULSON, D.; JARVIS, D.; BHARUCHA, Z. P.; PRETTY, J.; How should conservationists respond to pesticide as driver of biodiversity loss in agroecosystems?. **Biological Conservation**, 209, p. 449-453, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.012>.
- DUR, F., & YIGITCANLAR, T. Assessing land-use and transport integration via a spatial composite indexing model. **International journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 3, p. 803–816, 2015.
- EASON, A.; TIM, U. S.; WANG, X. Integrated modeling environment for statewide assessment of groundwater vulnerability from pesticide use in agriculture. **Pest Manag Sci**, 60, 739-745, 2004. DOI: 10.1002/ps.784.
- EIJASCKERS, H.; MABOETA, M. Pesticide impacts on soil life in Southern Africa: consequences for soil quality and food security. **Environmental Advances**, 13, 100397, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100397>.

- EL-NAHAL, I.; EL-NAHAL Y. Pesticide residues in drinking water, their potential risk to human health and removal options. **Journal of Environmental Management**, 299, 113611, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113611>.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Mapa de Erodibilidade dos Solos à Erosão Hídrica do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solo, 2021. Disponível em: <<https://geoinfo.cnptia.embrapa.br>>. Acesso em: 1 maio 2025.
- ESTOQUE, R. C.; ISHTIAQUE, A.; PARAJULI, J.; ATHUKORALA, D.; RABBY, Y. W.; OOBA, M. Has the IPCC's revised vulnerability concept been well adopted?. **Ambio**, v. 52, p. 376-389, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01806-z>.
- FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **FAOSTAT statistical database**: export countries by commodity. Roma: FAO, 2025a. Disponível em: https://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity_exports. Acesso em: 17 dez. 2025.
- FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **FAOSTAT statistical database**: pesticide use. Roma: FAO, 2025b. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>. Acesso em: 17 dez. 2025.
- FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Pesticide residues in food – 2023**. Geneva: FAO, 2023.
- FARIA, N. M. X.; ROSA, J. A. R.; FACCHINI, L. A. Intoxicações por agrotóxicos entre trabalhadores rurais de fruticultura, Bento Gonçalves, RS. **Rev Saúde Pública**, v. 43, p. 335-344, 2009.
- FASS, A. J. Disaster vulnerability in anthropological perspective. **Annals of Anthropological Practice**, v. 40, n. 1, p. 14-27, 2016. DOI: 10.1111/napa.12084.
- FELLOWS, C. J.; ANDERSON, T. D.; SWALE, D. R. Acute toxicity of atrazine, alachlor, and chlorpyrifos mixtures to honey bees. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, 188, 105271, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2022.105271>.
- FELTRE, C.; TERCI, E. T. Crescimento demográfico e extensão dos aglomerados subnormais nas Bacias PCJ: desafios à universalização do esgotamento

- sanitário e da segurança hídrica. **Technical and Scientific Journal Green Cities**, v. 12, n. 38, 2024.
- FOLKE, C. Resilience (Republished). **Ecology and Society**, v. 21, n. 4, 2016. DOI: <https://www.jstor.org/stable/26269991>
- FORBES-MEWETT, H.; NGUYEN-TRUNG, K. Defining vulnerability. In: FORBES-MEWETT, H. **Vulnerability in a mobile world**. Bingley: Emerald Publishing, 2019. p. 5–27. DOI: 10.1108/978-1-78756-911-920191004.
- FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde Debate – Rio de Janeiro**, 43, n. especial, p. 20-34, 2019.
- FOSTER, J. E.; MCGILLIVRAY, M.; SETH, S. (2013). Composite índices: rank robustness, statistical association, and redundancy. **Econometry Reviews**, 32, 1, 35-56, DOI: [10.1080/07474938.2012.690647](https://doi.org/10.1080/07474938.2012.690647).
- FRANCO, C. R.; PELAEZ, V. Antecedentes da lei federal de agrotóxicos (7.802/1989): o protagonismo do movimento ambientalista no Rio Grande do Sul. **Desenvol. Meio Ambiente**, 41, p. 40-56, 2017.
- FREDERICO, S. Fronteira agrícola e green grabbing: apropriação digital de terras nos Cerrados Piauienses. **Rev NERA**, v. 24, n. 4, 2024. DOI: <https://doi.org/10.47946/rnera.v27i4.10420>
- FREITAS, J. S.; GIROTTTO, L.; GOULART, B. V.; ALHO, L. O. G.; GEBARA, R. C.; MONTAGNER, C. C.; SCHIESARI, L.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Effects of 2,4-DBased Herbicide (DMA® 806) on Sensitivity, Respiration Rates, Energy Reserves and Behavior of Tadpoles. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 182, 109446, 2019.
- FRONES, I. Theorizing indicators. *Social Indicators Research*, v. 83, p. 5-23, 2007.
- FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília, DF: FUNASA, 2019. Disponível em: funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf. Acesso em: 31 jul. 2023.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE - FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs**. Ministério da Saúde: Brasília, DF, 2014. Disponível em: [85bbdbcbc-8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87](https://funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf) (funasa.gov.br). Acesso em 10 set. 2023.

- FURTADO, C. **Formação econômica do Brasil**. São Paulo: Companhia das Letras, 2019, 352 p.
- GADELHA, J. E. F. S.; FERREIRA, K. F.; MARCIONÍLIO, S. M. L. O.; CASTRO, R. M. Consequências da eutrofização em corpos hídricos. **Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro**, v. 3, 2022.
- GAMBERA, M. T.; TRENTINI, F. A nova governança e os standards ambientais: uma análise acerca do registro de agrotóxicos no Brasil. **Rev. de Direito Agrário e Agroambiental**, 6, 1, p. 1-17, 2020.
- GASQUEZ, J. G.; BASTOS, E. T.; BACCHI, M.; VIEIRA FILHO, J. E. R.; VALDES, C. Produtividade da agricultura brasileira. In: VIEIRA FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G. **Agropecuária brasileira: evolução, resiliência e oportunidades**. Rio de Janeiro: Ipea, 2023. p. 21-35. DOI: <http://dx.doi.org/10.38116/9786556350530cap1>.
- GOMES, F. B. R.; ASSUNÇÃO, T. O. G.; DIAS, A. C. L.; CASTRO, S. R.; BRANDT, E. M. F.; PEREIRA, R. O. Assessment of exposure to simazine through drinking water in Brazil. **Environmental Advances**, 11, 100336, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100336>.
- GONÇALVES, D S. *et al.*, Acesso geográfico ao tratamento de câncer no Brasil: uma análise dos sistemas de informação em saúde do SUS. **Revista Brasileira de Saúde Pública**, v. 54, p. 1-10, 2020. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbsp/a/JpR5zFTN54WQShvBmn68mT/>>. Acesso em: 1 maio 2025.
- GONÇALVES, E. G. **Crescimento e intensificação da produção agrícola brasileira**. Embrapa: Plataforma Visão de futuro do Agro, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/80318395/Crescimento+e+Intensifica%C3%A7%C3%A3o+da+Produ%C3%A7%C3%A3o+Agr%C3%ADcola+Brasileira+-+mega+4.pdf/0cbfbf22-2e1d-762d-d46c-d315309a996c>. Acesso em: 16 dez. 2025.
- GRECO, S., EHRGOTT, M., FIGUEIRA, J. R. (2019). *Multiple Criteria Decision Analysis*. New York: Springer, 2019. DOI: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4939-3094-4>.
- GRECO, S.; ISHIZAKA, A.; TASIOU, M.; TORRISI, G. On the methodological frameworks of composite indices: a review of the issues of weighting,

- agregation, and robustness. **Soc Indic Res**, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>.
- GRECO, S.; ISHIZAKA, A.; TASIOU, M.; TORRISI, G. On the methodological framework of composite indices: a review of the issues of wighting, aggregation, and robustness. **Soc Indic Res**, v. 141, p. 61-94, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>.
- GUARDA, P. M.; PONTES, A. M. S.; DOMINICANO, R. S.; GUALBERTO, L. S.; MENDES, D. B.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Assessment of ecoogical risk and environmental behavior of pesticides in envrionmental compartments of the Formoso River in Tocantins, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 79, p. 524-536, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00770-7>.
- GUEDES, W. P.; SUGAHARA, C. R.; FERREIRA, D. H. L. Retrato do saneamento básico das bacias PCJ: uma proposta de classificação dos municípios. *Nativa, Sinop*, v. 11, n. 1, p. 10-20, 2023. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v11i1.14353>.
- GUERRERO, J. V. *et al.*, Vulnerability assessment of Guarani Aquifer using PESTICIDE-DRASTIC-LU model: insights from Brotas municipality, Brazil. **Water**, 16, 1749, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16121748>.
- GUNDERSON, L. H.; HOLLING, C. S. **Panarchy**: understanding transformations in human and natural systems. Washington: Island Press, 2002.
- GUNSTONE, T.; CORNELISSE, T.; KLEIN, K.; DUBEY, A.; DONLEY, N. Pesticides and soil invertebrates: a hazard assessment. **Frontiers in Environmental Sciences**, v. 9, e643847, 2021. DOI: 10.3389/fenvs.2021.643847.
- HAIR, J. F.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. C. **Multivariate data analysis** (8° ed.). Inglaterra: Pearson Prentice, 2019.
- HAK, T.; MOLDAN, B.; DAHL, A. L. **Sustainability indicators**: a scientific assessment. IslandPress: Londres, 2007. 413 p.
- HAMMER, C. C.; BRAINARD, J.; INNES, A.; HUNTER, P. R. (Re-) conceptualising vulnerability as part of risk in global health emergency response: updating the pressure and release model for global health emergencies. **Emerg Themes Epidemiol**, v. 16, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12982-019-0084-3>

- HASSON, F.; KEENEY, S. Revisiting the Delphi technique – research thinking and practice: a discussion paper. **International Journal of Nursing Studies**, v. 168, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijnurstu.2025.105119>
- HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality – Summary Tables**. Disponível em: <Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Summary Tables - Canada.ca>. Acesso em 10 set. 2023.
- HELANDER, M.; LEHTONEN, T. K.; SAIKKONEN, K.; DESPANIS, L.; NYCKEES, D.; ANTINOJA, A.; SOLVI, C.; LOUKOLA, O. J. Field-realistic acute exposure to glyphosate-based herbicide impairs fine-color discrimination in bumblebees. **Science of the Total Environment**, v. 857, e159298, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159298>.
- HIRATA, R.; S UHOGUSTOFF, A.; MARCELLINI, S.; VILLAR, P. C.; MARCELLINI, L. **As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil**. São Paulo, SP: Universidade de São Paulo, 2019. DOI: 10.11606/9788563124074.
- HIRUMA, S. T.; PONÇANO, S. T.; LOPES, W. Densidade de drenagem e sua relação com fatores geomorfo-pedológicos na área do alto rio Pardo, SP e MG. **Revista do Instituto Geológico**, v. 15, p. 1-12, 1994. Disponível em: <<https://revistaig.emnuvens.com.br/rig/article/view/261>>. Acesso em: 1 maio 2025.
- HU, Y.; JIANG, Z.; HOU, A.; WANG, X.; ZHOU, Z.; QIN, B.; CAO, B.; ZHANG, Y. Impact of atrazine on soil microbial properties: a meta-analysis. **Environmental Pollution**, 323, 121337, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121337>.
- HUSTON, J.; CORRELL, R. Easy to use pesticide fate/effects models and statistical tools. In: MAESTRONI, B.; CANNAVAN, A. **Integrated analytical approaches for pesticide management**. Elsevier, p. 185-196, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816155-5.00012-9>.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Relatórios de Comercialização de Agrotóxicos**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-decomercializacao-deagrotoxicos#boletinsanuais>>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário 2017: resultados definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

Disponível em: < <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017>>. Acesso em: 1 maio 2025.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010**: rendimento nominal mensal domiciliar per capita da população residente. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br>>. Acesso em: 1 maio 2025.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha municipal**, 2024. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>>. Acesso em: 1 maio 2025.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento de Recursos Naturais (MRN)**. 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 15 jan. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal (PAM)**: dados da série histórica 1974-2024. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 17 dez. 2025.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Síntese dos indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

IFC – CORPORAÇÃO INTERNACIONAL DE FINANÇAS. **Environmental, health, and safety guidelines for water and sanitation**, 2017. Disponível em: <https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2000/2007-water-and-sanitation-ehs-guidelines-en.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2026.

IORI, S.; ROVERE, G. D.; EZZAT, L.; SMITS, M.; FERRARESSO, S. S.; BABBUCCI, M.; MARIN, M. G.; MASIERO, L.; FABRELLO, J.; GARRO, E.; CARRARO, L.; CARDAZZO, B.; PATARNELLO, T.; MATOZZO, V.; BARGELLONI, L.; MILAN, M. The Effects of Glyphosate and AMPA on the Mediterranean Mussel *Mytilus Galloprovincialis* and Its Microbiota. **Environmental Research**, v. 182, 108984, 2019.

IPCC – PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Alterações Climáticas 2014**: Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade. Contribuição do Grupo de Trabalho II para o Quinto Relatório de Avaliação do

- IPCC. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5_wg2_spmport-1.pdf. Acesso em: 16 dez. 2025.
- IPCC – PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Mudanças Climáticas 2022: Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade. Sexto Relatório de Avaliação. Cambridge: Cambridge University Press, 2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-ii/>. Acesso em: 16 dez. 2025.
- IPCC – PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **O conceito de risco no Sexto Relatório de Avaliação do IPCC**: um resumo das discussões entre os Grupos de Trabalho. Guia para autores do IPCC. Genebra: IPCC, 2020. Disponível em: <https://apps.ipcc.ch/>. Acesso em: 12 nov. 2025.
- ISHIZAKA, A.; NEMERY, P. **Multi-criteria decision analysis: methods and software**. Chichester: John Wiley & Sons, 2013. Disponível em: <https://download.e-bookshelf.de/download/0003/8460/95/L-G-0003846095-0002367570.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2025.
- JAMES, G.; WITTEN, D.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. **An introduction to statistical learning with applications in R**. 2. ed. New York: Springer, 2021. Disponível em: <https://hastie.su.domains/ISLR2/ISLRv2_corrected_June_2023.pdf.download.html>. Acesso em: 1 maio 2025.
- JANCZURA, R. Risco ou vulnerabilidade social? **Textos & Contextos**, v. 11, n. 2, p. 301-308, 2012.
- JANUZZI, P. M. **Indicadores sociais no Brasil**: conceitos, fontes de dados e aplicações. 3ª edição. Rio de Janeiro: Alínea, 2014. 162p.
- JAPÃO. MINISTÉRIO DA SAÚDE, TRABALHO E BEM-ESTAR. **Water Supply in Japan**. 2022. Disponível em <Ministério da Saúde, Trabalho e Bem-Estar: Abastecimento de Água no Japão (mhlw.go.jp)>. Acesso em 10 set. 2023.
- JIN, S.; BLUEMLING, B.; MOL, A. P. J. Mitigating land pollution through pesticide packages – the case of a collection scheme in Rural China. **Science of the Total Environment**, 622-623, 502-509, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.330>.
- JOHNSON, G.; SCHOLES, K.; WHITTINGTON, R. **Exploring corporate strategy**. Essex: Pearson Education Limited, 2008. Disponível em:

<https://fouziyagm.wordpress.com/wp-content/uploads/2015/04/johnson-exploringcorporatestrategy8ed.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2025.

- JUNG, D.; JEONG, D.; LEE, H. Endocrine disrupting potential of selected azole and organophosphorus pesticide products through suppressing the dimerization of human androgen receptor in genomic pathway. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 247, 114246, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114246>.
- KARUNARATHNE, A.; GUNNELL, D.; KONRADSEN, F.; EDDLESTON, M. How many premature deaths from pesticide suicide have occurred since the agricultural Green Revolution?. **Clinical Toxicology**, vol. 58, n. 4, p. 227-232, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/15563650.2019.1662433>.
- KATSANOU, K.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface water and groundwater sources for drinking water. In: GIL, A.; GALEANO, L. A.; VICENTE, M. A. Applications of advanced oxidation processes (AOPs) in drinking water treatment. **Springer Nature**, p. 1-19, 2019. DOI: 10.1007/698_2017_140.
- KIM, Y., *et al.*, Revealing the extent os pesticide runoff to the surface water in agricultural watersheds. **Water**, v. 15, n. 22, 2025. <https://doi.org/10.3390/w15223984>
- KUC-CZARNECKA, M.; PIANO, S. L.; SALTELLI, A. Quantitative storytelling in the making of a composite indicator. **Social Indicators Research**, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11205-020-02276-0>
- LAM, DAVID P. M. *et al.*, Scaling up co-production of knowledge for sustainability science. **Global Environmental Change**, v. 61, p. 102–104, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101983>.
- LEITE, L. C. O. F. Método de análise espaço-temporal para priorização do monitoramento de agrotóxicos em mananciais de abastecimento humano. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído). Universidade Federal de Juiz de Fora: Juiz de Fora, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/12921>. Acesso em: 21 jan. 2026.
- LEITE, L. C. O. F.; BOULOMYTIS, V. T. G.; ALBERTI, M. A.; SILVA, L. P. A comparision of maximum permissible concentrations for pesticides in brazilian water supply. **Rural Sustainability Research**, v. 50, n. 345, 2023. DOI: 10.2478/plua-2023-0011.

- LEITE, L. C. O. F.; BOULOMYTIS, V. T. G.; SILVA, L. P. Água de consumo humano e agroquímicos: diretrizes da OMS (2017) e as legislações do Brasil (2021) e do novo marco legal da China (2023). **Anais do XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2023. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=14823>. Acesso em: 18 dez. 2025.
- LEITE, L. C. O. F.; PEREIRA, R. de O.; SILVA, J. B. G. Ferramenta para a priorização do monitoramento de agrotóxicos em mananciais hídricos. **Rev Agro Amb**, v. 16, n. 2, 2023. DOI:10.17765/2176-9168.2023v16n2e9968
- LEITE, L. C. O. F.; PEREIRA, R. de O.; SILVA, J. B. G. Identificação de agrotóxicos prioritários e épocas ideais para seu monitoramento na água: um estudo de caso no Espírito Santo. **Hollos**, v. 2, 2021. DOI: 10.15628/holos.2021.9893.
- LEITE, L.C. O. F.; BOULOMITYS, V. T. G.; ALBERTI, M. A.; PIMENTEL, L. S. Indicadores e índices espaciais de risco de contaminação hídrica por agrotóxicos. **Geo UERJ**, v. 48, 2025. DOI: 10.12957/geouerj.2025.88580.
- LIGNANI, L. B.; BRANDÃO, J. L. A ditadura dos agrotóxicos: o Programa Nacional de Defensivos Agrícolas e as mudanças na produção e no consumo de pesticidas no Brasil, 1975-1985. **História, Ciência, Saúde**, 29, 2, p. 337-359, 2022.
- LIU, L.; ZHENG, X.; WEI, X.; KAI, Z. XU, Y. Excessive application of chemical fertilizer and organophosphorus pesticides induced total phosphorus loss from planting causing surface water eutrophication. **Scientific Reports**, v. 11, 23015, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02521-7>.
- LIU, X., KWON, H., WANG, M., O'CONNOR, D., *et al.*, Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Brazilian Sugar Cane Ethanol Evaluated with the GREET Model Using Data Submitted to RenovaBio. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 32, 2023. DOI: 10.1021/acs.est.2c08488.
- LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, C. S. G. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde Em Debate**, v. 42, nº 117, p. 518–534, 2018.
- LÓPEZ, S., *et al.*, Priorization to protect springs for public urban water supply: methodological process for sustainable management. **Applied Geography**, v. 107, p. 26-37, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.04.005>
- LUPU, L. The concept of social risk: a geographical approach. **Quaestiones Geographicae**, v. 38, n. 4, 2019. DOI:10.2478/quageo-2019-0035.

- MACALISTER, C. BAGGIO, G.; PERERA, D.; QADIR, M.; TAING, L. SMAKTHIN, V. **Global Water Security 2023 Assessment**. Universidade das Nações Unidas, Instituto para Água, Meio Ambiente e Saúde: Hamiltton, Canadá, 2023.
- MACKAY, D.; SHIU, W. Y.; MA, K.; LEE, S. C. **Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals**. 2ª edição. Boca Raton: Taylor e Francis Group, 2006.
- MACKENZIE, C.A Summarizing risk using risk measures and risk indices. **Risk Analysis**, v. 34, n. 12, 2143-2162, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/risa.12220>.
- MADEIRA, C. L. *et al.*, 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, 139954, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139954>
- MALAJ, E.; LIBER, K.; MORRISSEY, C. A. Spatial distribution of agricultural pesticide use and predicted wetland exposure in the Canadian Prairie Pothole Region. **Science of the Total Environment**, 718, 134765, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134765>.
- MANDAI, S. S.; ALVES, G. P.; OLIVEIRA, L. A.; UTSUNOMIYA, R.; SILVA, L. S. C. Abordagem dos sistemas socioecológicos como lente teórica para pesquisas em ciência ambiental. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 15, n. 1, 2023. DOI 10.18361/2176-8366/rara.v15n1p71-96
- MAPA – MINISTÉRIO DA AGRÍCULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Agrotóxicos**: registros concedidos até 7 de julho de 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 17 dez. 2025.
- MARCANTONIO, R.; FIELD, S. Environmental vulnerability and conflict occurrence are tightly related. **Communications Earth & Environment**, v. 6, n. 316, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02300-6>.
- MARIANI, F.; CIOMMI, M.; RECCHIONI, M. C. A new class of composite indicators: the penalized power mean. **European Journal of Operational Research**, v. 317, p. 1015-1035, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2024.04.032>.
- MARIOSIA, D. F.; MENEZES, A. B.; FALSARELLA, O. M.; SIQUEIRA, G.; ÁLVAREZ, J. F. Territórios vulneráveis e o direito à água nas bacias hidrográficas dos rios

- Piracicaba, Capivari e Jundiaí. **J. Environ. Manag. & Sust.**, 13, 1, 1-29, 2024. DOI: <https://doi.org/10.5585/2024.23702>.
- MARTINS, A. L. **História do Café**. 2º ed. São Paulo: Contexto, 2019, 320 p.
- MARTINS, R. C.; ARBAROTTI, A. E.; CAMREGHER, R. Representation of agriculture in water governance in São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, v. 24, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200020r1vu2021L2AO>.
- MATA, R. N.; OLIVEIRA JUNIOR, A.; RAMALHO, W. M. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da água para Consumo Humano (Sisagua): avaliação da completude dos dados sobre cobertura de abastecimento, 2014-2020. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 31, n. 3, 2022. DOI: 10.1590/S2237-96222022000300003.
- MATOS, P. F.; PESSÔA, V. L. S. A modernização da agricultura no Brasil e os novos usos do território. **Geo UERJ**, v. 2, n. 22, 2021.
- MATTOS, M. L. T. Microbiologia do solo. In: NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. **Recurso solo: propriedades e usos**. São Carlos: Editora Cubo, 2015. p. 250-272.
- MAZZIOTTA, M.; PARETO, A. Methods for constructing composite índices: one for all or all for one? **Revista Italiana di Economia Demografia e Statistica**, v. 67, 2013.
- MAZZIOTTA, M.; PARETO, A. Synthesis of Indicators: The Composite Indicators Approach. In: MAGGINO, F. **Complexity in Society: From Indicators Construction to their Synthesis**. Cham: Springer International Publishing, 2017.
- MEFTAUL, I.M., VENKATESWARLU, K., DHARMARAJAN, R., ANNAMALAI, P., MEGHARAJ, M. Pesticides in the urban environment: a potential threat that knocks at the door. **Science of the Total Environment**, v. 711, e134612, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134612.
- MESQUITA, F.; FURTADO, A. T. Mudanças estruturais e espaciais na agricultura. **Mercator (Fortaleza)**, v. 19, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2019.e18022>.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa CERH-MG nº 06, de 4 de outubro de 2002**. Estabelece as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: CERH-MG, 2002. Disponível em:

<https://www.compe.org.br/estadual/deliberacoes/cerh/062002.pdf>. Acesso em:

18 dez. 2025.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Departamento de Informática do SUS – DATASUS. **Notificações de intoxicações exógenas por agrotóxicos de uso agrícola – Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2025a. Disponível em: <<https://datasus.saude.gov.br>>. Acesso em: 1 maio 2025.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Departamento de Informática do SUS – DATASUS. **Leitos hospitalares do SUS por município – Cadastro Nacional de Estabelecimentos de Saúde (CNES)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2025b. Disponível em: <<https://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?cnes/cnv/leiintbr.def>>. Acesso em: 1 maio 2025

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Departamento de Informática do SUS – DATASUS. **Casos de câncer por município – Sistema de Informações sobre Mortalidade (SIM)**. Brasília: Ministério da Saúde, 2025c. Disponível em: <https://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sim/cnv/obt10uf.def>. Acesso em: 1 maio 2025.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Diretrizes brasileiras para o diagnóstico e tratamento de intoxicações agudas por agrotóxicos**. Secretaria de Vigilância em Saúde: Brasília, DF, 2021. Disponível em: <[intoxicacoes_agudas_agrotoxicos_05_2020.indd \(fiocruz.br\)](#)>. Acesso em: 08 ago. 2023.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Documento orientador para a implementação da vigilância em saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Secretaria de Vigilância em Saúde: Brasília, DF, 2013. Disponível em: < [Microsoft Word - Documento orientador Vig Pop Agrotox_Vigipeq_completo2013.doc \(fiocruz.br\)](#) >. Acesso em: 08 ago. 2023.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente. **Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano – SISAGUA: dados de controle semestral de agrotóxicos**. Brasília: Ministério da Saúde, 2024. Disponível em: <<https://sisagua.saude.gov.br>>. Acesso em: 1 maio 2025.

- MONTEIRO, *et al.*, **Brasil em desenvolvimento 2014: estado, planejamento e políticas públicas**. Brasília: IPEA, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/server/api/core/bitstreams/81c8f09b-3adf-4977-8bd7-f2e34f5d64cd/content>. Acesso em: 16 dez. 2025.
- MONTEIRO, J. N. **Qualidade da água de Campinas-SP a partir dos dados disponíveis no SISAGUA**. Trabalho de Conclusão de Curso (Geologia). Universidade Estadual de Campinas. Campinas – SP: Instituto de Geociências, UNICAMP. 2023.
- MORAES, R. F. **Agrotóxicos No Brasil: Padrões de Uso, Política Da Regulação e Prevenção Da Captura Regulatória**. Texto para Discussão. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada: Rio de Janeiro, RJ, 2019. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_2506.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2020.
- MORAIS, G. F. O. *et al.*, Pesticide contamination of water for human consumption in Sergipe, Brazil (2014-2022). **Rev. Ambient. Água**, v. 20, e3020, 2025. DOI: **doi:10.4136/ambi-agua.3020**.
- MOREIRA, L. L.; BRITO, M. M.; KOBAYAMA, M. Effects of different normalization, aggregation, and classification methods on the construction of flood vulnerability indexes. **Water**, v. 13, n. 98, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13010098>. Acesso em: 1 maio 2025.
- MOREIRA, L. L.; VANELLI, F. M.; SCHWAMBACK, D.; KOBAYAMA, M.; BRITO, M. M. (2023). Sensitivity analysis of indicator weights for the construction of flood vulnerability indexes: a participatory approach. **Frontiers in Water**, 5:970469. doi: 10.3389/frwa.2023.970469.
- MOREIRA, L. L.; VANELLI, F. M.; SCHWAMBACK, D.; KOBAYAMA, M.; BRITO, M. M. Sensitivity analysis of indicator weights for the construction of flood vulnerability indexes: a participatory approach. **Frontiers in Water**, v. 5, 2023, DOI: 10.3389/frwa.2023.970469.
- MORIN, E. **O método: a natureza da natureza**. 6. ed. Porto Alegre: Sulina, 2011.
- MOXEY, A.; WHITBY, M.; LOWE, P. Agri-environmental indicators: issues and choices. **Land Use Policy**, v. 15, n. 4, p. 265-269, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(98\)00023-4](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(98)00023-4).
- NAZEER, M.; BORK, H-R. Flood vulnerability assessment through different methodological approaches in the context of North-West Khyber

Pakhtunkhwa, Pakistan. **Sustainability**, v. 11, 2019. DOI: 10.3390/su11236695

- NOUVIAN, M.; FOSTER, J. J.; WEIDENMULLER, A. Glyphosate impairs aversive learning in bumblebees. **Science of the Total Environment**, 898, 15527, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165527>.
- OBEREMOK, V. V.; LAIKOVA, K. V.; GRINENKO, Y. I.; ZAITSEV, A. S.; NYADAR, P. M.; ADEYEMI, T. A. A short story of pesticides. **Journal of Plant Protection Research**, 55, 3, 2015. DOI: 10.1515/jppr-2015-0033.
- OCDE - ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E O DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. **Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide**. OCDE, 2008. 162 p. Disponível em: <<https://www.oecd.org/els/soc/handbookonconstructingcompositeindicatorsmethodologyanduserguide.htm>>. Acesso em 10 ago. 2023.
- OCDE - ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E O DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. Paris, 1993. Disponível em: <[https://one.oecd.org/document/OCDE/GD\(93\)179/En/pdf](https://one.oecd.org/document/OCDE/GD(93)179/En/pdf)>. Acesso em: 20, mar. 2024.
- OCDE - ORGANIZAÇÃO PARA COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. **Environmental Performance Review –France 2021. 2022**. Disponível em: https://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-environmental-performance-reviews_19900090. Acesso em: 15 de jul. 2024.
- OCDE – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2025). **OECD Regulatory Policy Outlook 2025**. Paris: OECD Publishing, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1787/56b60e39-en>.
- OCHOA, V.; MAESTRONI, B. Pesticide in water, soil, and sediments. In: MESTRONI, B; CANNAVAN, A. **Integrated analytical approaches for pesticide management**. Elsevier, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816155-5.00009-9>.
- OKURA, R. I. S. (2008). **Modelos de regressão para variáveis categóricas ordinais com aplicações ao problema de classificação**. Dissertação (Mestrado em Estatística) - Instituto de Matemática e Estatística, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008. DOI:10.11606/D.45.2008.tde-13052008-075032.

- OLIVEIRA JÚNIOR, A.; MAGALHÃES, T. B.; SANTOS, F. S. G.; OLIVEIRA, D. C.; CARVALHO, J. L. B.; ARAÚJO, W. N. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA): características, evolução e aplicabilidade. **Epidemiol. Serv. Saude**, 28, 1, e2018117, 2019.
- OLIVEIRA, M. C. C. Agrotóxicos no Brasil: uma análise da legislação e seus impactos na saúde pública e meio ambiente. **Bromatologia e Química**, v. 83, 2024.
- OLIVEIRA-SILVA, J. J. *et al.*, Influência de fatores socioeconômicos na contaminação por agrotóxicos, Brasil. **Rev Saúde Pública**, v. 35, p. 130-135, 2001.
- OLIVEIRA-SILVA, J. J.; ALVES, S. R.; MEYER, A.; PEREZ, F.; SARCINELLI, P. N.; MATTOS, R. C. O.; MOREIRA, J. C. Influência de fatores socioeconômicos na contaminação por agrotóxicos, Brasil. *Rev Saúde Pública*, vol. 35, p. 130-135, 2001.
- OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Environmental health**. 2025. Disponível em: < https://www.who.int/health-topics/environmental-health#tab=tab_1>. Acesso em: 17 dez. 2025.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Diretrizes sobre a produção de indicadores antecedentes, compostos e de sentimento**. Genebra: Comissão Econômica das Nações Unidas para a Europa/ONU, 2019. Disponível em: <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/stats/publications/2019/ECECESSTAT20192.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2025.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Human Development Report 1990: concept and measurement of human development**. Nova York: ONU, 1990. Disponível em: <https://hdr.undp.org/content/human-development-report-1990>. Acesso em: 18 dez. 2025.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Marco de Sendai para a redução do risco de desastres 2015-2030. Genebra: Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres, 2015. Disponível em: <https://www.undrr.org/publication/sendai-framework-disaster-risk-reduction-2015-2030>. Acesso em: 12 nov. 2025.
- ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Quadro de ação de Hyogo 2005-2015: construindo a resiliência de nações e comunidades a desastres**. Genebra: Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres, 2005. Disponível em:

- https://www.unisdr.org/files/1037_hyogoframeworkforactionenglish.pdf. Acesso em: 16 dez. 2025.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Terminologia sobre Redução do Risco de Desastres**: Marco de Sendai para a Redução do Risco de Desastres 2015–2030. Genebra: Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Desastres, 2017. Disponível em: <https://www.undrr.org/terminology>. Acesso em: 12 nov. 2025.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Nova York: Organização das Nações Unidas, 2015.
- OSTROM, E. **Governing the commons**: the evolution of institutions for collective action. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- PAGE, M. J. *et al.*, The PRISMA 2020 statement: na updated guideline for reporting systematic reviews. **Research Methods and Reporting**, v. 372, n. 71, p. 1-9, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1136/bmj.n71>.
- PAIM, J. **O que é o SUS?** Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2009. DOI: <https://doi.org/10.7476/9788575413425>.
- PANICO, S. C.; GESTEL, C. A. M.; VERWEIJ, R. A.; RAULT, M.; BERTRAND, C.; BARRIGA, C. A. M.; COUEURDASSIER, M.; FRITSCH, C.; GIMBERT, F.; PELOSI, C. Field mixtures of currently used pesticides in agricultural soil pose a risk to soil invertebrates. **Environmental Pollution**, 305, 119290, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119290>.
- PANIS, C.; CANDIOTTO, L. Z. P.; GABOARDI, S. C.; GURZENDA, S.; CRUZ, J.; CASTRO, M.; LEMOS, B. Widespread pesticide contamination of drinking water and impact on cancer risk in Brazil. **Environmental International**, 165, 107321, 2022. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107321.
- PANIS, C.; LEMOS, B. Pesticide exposure and increased breast cancer risk in women population studies. **Science of the Total Environment**, v. 933, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172988>
- PARRÓN, T.; REQUENA, M.; HERNÁNDEZ, A. F.; ALARCÓN. Environmental exposure to pesticides and cancer risk in multiple human organ systems. **Toxicology Letters**, 230, 157-165, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxlet.2013.11.009>.
- PARWEEN, T.; JAN, S. **Ecophysiology of Pesticides**, Academic Press, 2019. 332 p.

- PATHAK, D., HUTCHINS, M., BROWN, LE, LOEWENTHAL, M., SCARLETT, P., ARMSTRONG, L., *et al.*, High-resolution water-quality and ecosystem-metabolism modeling in lowland rivers. **Limnology & Oceanography**, v. 67, n. 6, p. 1313–1327, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.12079>.
- PAULA, I. X.; FORMIGA-JOHNSON, R. M. Segurança hídrica para abastecimento urbano perante condições ambientais e qualidade da água do manancial: o caso da ETA Guandu, RMRJ. **Eng Sanit Ambient**, v. 28, 2023. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220275>.
- PELAEZ, V. M.; SILVA, L. R.; GUIMARÃES, L. R.; DAL RI, F.; TEODOROVICZ, T. A (des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. **Rev. Bras. Inov.**, 14, n. esp., p. 153-178, 2015.
- PELAEZ, V.; TERRA, F. H. B.; SILVA, L. R. A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. **Revista de Economia**, 36, 1, p. 27-48, 2010.
- PELAEZ, V.; TERRA, F. H. B.; SILVA, L. R. A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. **Revista de Economia**, 36, 1, p. 27-48, 2010.
- PEREIRA, C. C. A.; MACHADO, C. J. PAPINI A. Vigilância em saúde ambiental – uma nova área da ecologia. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4277-4280, 2014. DOI: 10.1590/1413-812320141910.00332014
- PEREIRA, P. A. A. Agricultura tropical: o Brasil produzindo o futuro. **Agroanalysis**, v. 26, n. 12, 2006.
- PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, Saúde e Ambiente: Uma Introdução Ao Tema. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É Veneno Ou É Remédio?** Agrotóxicos, Saúde e Ambiente, p. 21–41. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003.
- PESSOA, G. S., *et al.*, Uso de agrotóxicos e saúde de trabalhadores rurais em municípios de Pernambuco. **Saúde Debate**, v. 46, n. 2, p. 102-121, 2022. DOI: 10.1590/0103-11042022E207
- PETARLI, G. B. *et al.*, Exposição ocupacional a agrotóxicos, riscos e práticas de segurança na agricultura familiar em município do estado do Espírito Santo, Brasil. **Rev Bras Saude Ocup**, v. 44, n. 15, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/2317-6369000030418>>. Acesso em: 1 maio 2025.

- PIACENTE, F. J. **Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.** (Dissertação de Mestrado), Campinas – SP: Universidade Estadual de Campinas, 2005.
- PIAGNATI, W. A. *et al.*, Exposição aos agrotóxicos, condições de saúde autorreferidas e vigilância popular em saúde de municípios mato-grossenses. **Saúde Debate**, V. 46, p. 45-61, 2022, DOI: 10.1590/0103-11042022E203.
- PIERLOT, F. *et al.*, An indicator to assess risks on water and air of pesticide impacts. **Sci Total Environ.**, 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161000.
- PIGNATI, W. A.; *et al.*, Spatial distribution of pesticide use and mortality in Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 6, p. 631, 2017.
- PNUMA – PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE. **Global Chemicals Outlook II: pollution, pesticides and health.** Nairobi: PNUMA, 2022. Disponível em: <https://www.unep.org/topics/chemicals-and-pollution-action/chemicals-management/global-chemicals-outlook>. Acesso em: 18 dez. 2025.
- PORTO, M. F. S. The Tragic "poison package": lessons for brazilian society and public health. **Cadernos de Saude Publica**, 34, 7, p. 1-5, 2018.
- PORTO, M. F.; SOARES, W. L. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: um panorama da realidade agrícola brasileira e propostas para uma agenda de pesquisa inovadora. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 37, n. 125, p. 17-50, 2012.
- POSSAVATZ, J.; ZEILHOFER, P.; PINTO, A. A.; TIVES, A. L.; DORES, E. F. G. C. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, 9, 1, 2014. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1263>.
- PREISER, R.; BIGGS, R.; VOS, A. D.; FOLKE, C. Social-ecological systems as complex adaptative systems: organizing principles for advancing methods and approaches. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-10558-230446>
- PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE SA. **Plano de implementação da rede de monitoramento das águas subterrâneas**, 2019. Disponível em:

<https://agencia.baciaspcj.org.br/wp-content/uploads/2020/09/produto-4-tomo-iii.pdf>. Acesso em: jan. 2025.

- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 9**, 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>. Acesso em: out. 2024.
- RAD, S. M.; RAY, A. K.; BARGHI, S. Water pollution and agriculture pesticide. **Clean Technol.**, v. 4, p. 1088-1102, 2022. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4040066>.
- RAIBEEMOL, K. P.; CHITRA, K. C. Induction of Immunological, Hormonal and Histological Alterations after Sublethal Exposure of Chlorpyrifos in the Freshwater Fish, *Pseudotroplus Maculatus* (Bloch, 1795). **Fish and Shellfish Immunology**, 102, p. 1-12, 2020.
- RAMOS, T. B. Sistemas de indicadores e índices ambientais. **4º Congresso Nacional dos Engenheiros do Ambiente**, p. 33-43, 1997.
- RIBEIRO, D. S.; PEREIRA, T. S. O agrotóxico nosso de cada dia. **Vitalle – Revista de Ciências da Saúde**, 28, 14-26, 2016
- RISTOW, L. T.; BATTISTI, I. D. E.; STUMM, E. M. F.; MONTAGNER, S. E. D. Fatores relacionados à saúde ocupacional de agricultores expostos a agrotóxicos. **Saúde Soc. São Paulo**, v. 29, n. 2, e180984, 2020, DOI 10.1590/S0104-12902020180984.
- ROSS, J.; SANCHES, L. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, p. 63–74, 1994.
- ROSSO-PINTO, M.; VERGARA-FLÓREZ, V.; MARRUGO-NEGRETE, J. L. Organochlorine and organophosphate pesticides in soils of a vulnerable area from aquifer in Northern Colombia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 27, n. 8, p. 610-617, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v27n8p610-617>.
- ROUX, D. J.; KINGSFORD, R. T.; COCKBURN, J. Strategic adaptative management for transparency, accountability and learning: insights from more than a quarter century of practice. **Environmental Management**, v. 75, p. 2521-2539, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02272-5>.
- RUFAT, S., TATE, E., BURTON, C.G.; MAROOF, A.S. Social vulnerability to floods: review of case studies and implications for measurement. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 14, p. 470–486, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2015.09.013>.

- RUIZ-PADILHO, A. *et al.*, Application of multi-criteria decision analysis methods for assessing walkability: a case study in Porto Alegre, Brazil. **Transportation Research Part D**, v. 63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.07.016>.
- SÁ, M. R. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. **Hist. cienc. saúde-Manguinhos**, v. 3, n. 3, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-59701996000300014>.
- SANTERAMO, F. G. On the composite indicators for food security: decision matter! **Food Reviews International**, v. 21, n. 1, p. 63-73, 2015. [10.1080/87559129.2014.961076](https://doi.org/10.1080/87559129.2014.961076).
- SANTOS, A. N. S., *et al.*, Racismo ambiental, saúde e direitos sociais: casualidades e impactos da degradação ambiental em comunidades vulneráveis do Brasil. **Revista Observatório de La Economia Latinoamericana**, v. 23, n. 1, 2025. <https://doi.org/10.55905/oelv23n1-073>.
- SANTOS, O.; VIRGOLINO, A.; SANTOS, R. R.; COSTA, J.; RODRIGUES, A.; VAZ-CARNEIRO, A. Environmental health: an overview on the evolution of the concept and its definitions. In: Nriagu, J. (Ed.), **Encyclopedia of environmental health**. Elsevier, v. 2, p. 466-474, 2019. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11815-9>.
- SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. Dissertação de Mestrado (Mestre em Engenharia Civil). Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2004.
- SARWAR, M. The Dangers of Pesticides Associated with Public Health and Preventing of the Risks. **International Journal of Bioinformatics and Biomedical Engineering**, vol. 1, n° 2, p. 130–136, 2015.
- SCHELDER, A. A.; VARGAS, L. M. P.; HANSEL, F. A.; FROEHNER, S.; PALAGANO, L. T.; ROSA FILHO, E. F. Evaluation of occurrence of NO₃, coliform and atrazine in krast aquifer, Colombo, PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 22, 20, 2017.
- SCHONENBERGER, U. T., *et al.*, Pesticide concentration in agricultural storm drainage inlets of a small Swiss catchment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18933-5>.

- SCHOON, M.L., AND S. VAN DER LEEUW. The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship. **Natures Sciences Sociétés**, v. 23, n. 2, p. 166–174, 2015. DOI: 10.1051/ nss/2015034
- SEIBER, J. N.; KLEINSCHMIDT, L. Environmental transport and fate. In: KREIGER, R. **Hayes’ handbook of pesticide toxicology**. Elsevier, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2009-1-03818-0>.
- SEMAP - SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Mapa Altimétrico do Estado de Minas Gerais**, 2023. Disponível em: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/geonetwork/srv/api/records/e2544c02-65f3-4380-b78e-76606f08653b>. Acesso em: 23 jan. 2025.
- SEMIL - SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE, INFRAESTRUTURA E LOGÍSTICA DE SÃO PAULO. **Modelo Digital de Elevação do Estado de São Paulo**. 2025. Disponível em: https://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/MDE_ESP_v2.rar. Acesso em: jan. 2025.
- SEMIL - SECRETARIA DE SANEAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. UGRHI 05 – Piracicaba/Capivari/Jundiaí. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 1992. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6962/ugrhi_05.pdf. Acesso em: 18 dez. 2025.
- SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL – SBG **Base de Dados GeoSGB**. 2025b. Disponível em: <https://geosgb.sgb.gov.br/>. Acesso em: 15 jan. 2025.
- SGB - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS)**. 2025a. Disponível em: https://siagasweb.sgb.gov.br/layout/pesquisa_complexa.php. Acesso em: jan. 2025.
- SHERBININ, A. *et al.*, Climate vulnerability mapping: a systematic review and future prospects. **WIREs Clim Change**, v. 10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/wcc.600>.
- SIBER, R.; STAMM, C.; REICHERT, P. Modeling potential herbicide loss to surface waters in the Swiss plateau. **Journal of Environmental Management**, 91, 290-302, 2009.
- SIDDIQUI. Pesticide sources, their fate, and different ways to impact aquatic organisms. In: WANI, K. A. **Handbook of Research on the Adverse Effects**

- of Pesticide Pollution in Aquatic Ecosystems**. IGI Global, 2019. DOI: 10.4018/978-1-5225-6111-8.ch002.
- SILVA JUNIOR, M. V. **Os agrotóxicos são racistas? Uma análise crítica sobre o racismo ambiental no Brasil**. Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura em Educação do Campo). Santo Antônio de Pádua: Universidade Federal Fluminense, 2022.
- SILVA, D. R.; *et al.*, Occurrence of pesticide residues in surface waters of agricultural regions in Brazil: a systematic review. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150566, 2022.
- SILVA, F. H. K. P.; ANTUNES, L. F. S.; VAZ, A. F. S.; SILVA, M. S. R. A. Agrotóxicos no Brasil: uma compreensão do cenário atual de utilização e das propriedades do solo que atuam na dinâmica e retenção destas moléculas. **Research, Society and Development**, 11, 9, e7911931614, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i9.31614>
- SILVA, T. L., ROMÁN, R. M. S.; SARJOUGHIAN, H. S.; FARD, M. D. Nexos água-energia-alimento nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e climáticas. **Irriga**, v. 28, n. 4, p. 614-632, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2023v28n4p614-632>.
- SLOCUM, T. A.; MCMASTER, R. B.; KESSLER, F. C.; HOWARD, H. H. **Thematic cartography and geovisualization** (4^o ed.). CRC Press, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781003150527>. Acesso em: 6 maio 2025.
- SOUZA, I. V. S.; SILVA, T. A.; PINHEIRO, F. A. Uso de agrotóxicos na agricultura familiar: percepção de risco e comportamento dos agricultores familiares do Vale do Salitre, Juazeiro-BA. **Acta Scientiarum: Human and Social Sciences**, v. 45, e69174, 2023. DOI: 10.4025/actascihumansoc.v45i2.69174.
- SOUZA, M. C. O.; CRUZ, J. C.; CESILA, A.; GONZALEZ, N.; ROCHA, B. A.; ADEYMI, J. A.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; BARBOSA, F. Recent trends in pesticides in crops: a critical review of the duality of risks-benefits and the brazilian legislation issue. **Environmental Research**, 228, 115811, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115811>.
- SPADOTTO, C. A. Transporte De Agrotóxicos No Ambiente. **Boletim SBMET**, p. 15–20, 2006.
- SRIVASTAVA, A.; JANGID, N. K.; SRIVASTAVA, M.; RAWAT, V. Pesticides as Water Pollutants. In: WANI, K. A.; MAMTA. **Handbook of Research on the Adverse**

- Effects of Pesticide Pollution in Aquatic Ecosystems**, IGI Global, 2018. DOI: 10.4018/978-1- 5225-6111-8.
- STEFFEN, W., W. BROADGATE, L. DEUTSCH, O. GAFFNEY, AND C. LUDWIG, C. The trajectory of the anthropocene: the great acceleration. **The Anthropocene Review**, v. 2, n.1, p. 81–98, 2015. DOI:10.1177/2053019614564785
- SU, Q.; SINGH, V. R. Advancing irrigation management: integrating technology and sustainability to address global food security. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13145-5>.
- SUHANG, R. **Overview of groundwater in India**. 2016. Disponível em: https://prsindia.org/files/policy/policy_analytical_reports/1455682937--Overview%20of%20Ground%20Water%20in%20India_0.pdf .Acesso em: 15 de jul. 2016.
- SULAIMAN, S. N. (Coord.). **Caderno Técnico GIRD+10: Gestão Integrada de Riscos e Desastres**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional; Secretaria Nacional de Proteção e Defesa Civil; Instituto SIADES; Universidade Federal do ABC; Universidade Metodista de São Paulo; Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/protecao-e-defesa-civil/Caderno_GIRD10_.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2025.
- SUREIMAN, O.; MANGERA, C. M. F-test of overall significance in regression analysis simplified. **J Pract Cardiovasc Sci**, v. 6, p. 116-122, 2020, DOI: 10.4103/jpcs.jpcs_18_20.
- SYEED, M. M.; HOSSAIN, M. S.; KARIM, M. R.; UDDIN, M. F.; HASAN, M.; KHAN, R. H. Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: a critical review. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 18, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100247>.
- TALUKDER, B.; HIPEL, K. W.; VAN LOON, G. W. Developing composite indicators for agricultural sustainability assessment: effects of normalization and aggregation techniques. **Resources**, v. 66, n. 6, 2017. DOI: 10.3390/resources6040066.
- TEIXEIRA, C. F.; PAIM, J. S.; VILASBÔAS, A. L. Q. SUS, modelos assistenciais e vigilância da saúde. **Informe Epidemiológico do SUS**, v. 9, n. 2, p. 7–28, 2000.

- TELLMAN, B.; SULLIVAN, J. A.; KUHN, C. *et al.*, Imagens de satélite revelam aumento na proporção da população exposta a inundações. **Nature**, v. 596, p. 80–86, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03695-w>.
- TERCI, E. T.; PERES, M. T. M. Ascensão da agroindústria canavieira paulista: o caso de Piracicaba no início do século XX. **Organizações Rurais & Agroindustriais**, v. 12, n. 3. p. 445-456, 2010.
- TERRA, F. H. B. **A Indústria de Agrotóxicos No Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008
- TERRA, F. H. B. **A Indústria de Agrotóxicos No Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- TIXER, P.; MALÉZIEUX, E.; DOREL, M.; BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. Rpest – na indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution application to banana-based cropping systems. **European Journal of Agronomy**, 26, 71-81, 2007.
- TOMASIELLO, D. B. ; BAZZO, J.; PARGA, J.; SERVO, L. M.; PEREIRA, R. H. M. **Desigualdades raciais e de renda no acesso à saúde nas cidades brasileiras**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2021, 35p.
- TRAJANO, S. R. R. S. *et al.*, **Análise morfométrica de bacia hidrográfica** – subsídio à gestão territorial, estudo de caso no Alto e Médio Mamanguape. Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2012. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/960720>. Acesso em: 18 dez. 2025.
- TRIQUES, M. C.; OLIVEIRA, D.; GOULART, B. V.; MONTAGNER, C. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; MENEZES-OLIVEIRA, V. B. Assessing single effects of sugarcane pesticides fipronil and 2,4-d on plants and soil organisms, **Ecotoxicology and Environment**, 208, 111622, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111622>.
- TUDI, M.; LI, H.; LI, H.; WANG, L. LYU, J.; YANG, L.; TONG, S.; YU, Q. J.; RUAN, H. D.; ATABILA, A.; PHUNG, D. T.; SADLER, R.; CONNEL, D. Exposure routes and health risks associated with pesticide application. **Toxics**, 10, 335, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxics10060335>.
- TURNER, B. L. *et al.*, A framework for vulnerability analysis in sustainability science. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 14, p. 8074-8079, 2003.

- TUSER, I.; OULEHLÓVA, A. Risk assessmen and sustainability of wastewater treatment plant operation. **Sustainability**, v. 13, n. 9, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13095120>.
- UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality indez models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>.
- UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva (EU) 2020/2184 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano (reformulação)**. Parlamento Europeu, 2020. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184&from=EL>. Acesso em 10 set. 2023.
- USEPA – AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS. **National Primary Drinking Water Guidelines**. Disponível em: <Regulamentos Nacionais de Água Potável Primária | EPA dos EUA>. Acesso em 10 set. 2023.
- USMANI, Z.; RANI, R.; GUPTA, P.; PRASAD, N. V. Vermiremediation remediation of agrochemicals. In: PRASAD, M. N. V. **Agrochemicals detection, treatment and remediation**. Elsevier, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-103017-2.00015-5>.
- VALLE, P. R. D.; FERREIRA, J. L. Análise de conteúdo na perspectiva de Bardin: contribuições e limitações para a pesquisa qualitativa em educação. **Educ. rev.**, v. 41, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-469849377>
- VAN ASSCHE, K., VALENTINOV, V., VERSCHRAEGEN, G. Adaptive governance: learning from what organizations do and managing the role they play. **Kybernetes**, v. 51, n. 5, 1738–1758, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1108/K-11-2020-0759>
- 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. Occurrence of contaminants of emerging concern and their risks to the Pantanal Sul- Mato-Grossense aquatic biota, Brazil. **Chemosphere**, 337, 139429, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139429>.
- VIEIRA FILHO, J. E. R. **Diagnóstico e desatios da agricultura brasileira**. Rio de Janeiro: IPEA, 2019. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9507/1/Diagn%C3%B3stico_e_desafios_da_agricultura_brasileira.pdf. Acesso em: 16 dez. 2025.

- VINUTO, J. A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. **Temáticas**, v. 22, n. 44, 203-220, 2014, DOI: 10.20396/temáticas.v22i44.10977.
- VIVEK, S. *et al.*, Study on groundwater pollution and its human impact analysis using geospatial techniques in semi-urban of south India. **Environmental Research**, v. 240, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117532>.
- VIZIOLI, B. C.; SILVA, G. S.; MEDEIROS, J. F.; MONTAGNER, C. C. Atrazine and its degradation products in drinking water source and supply: risk assessment for environmental and human health in Campinas, Brazil. **Chemosphere**, 336, 139289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139289>.
- VRYZAS, S. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. **Current Opinion in Environmental Science e Health**, 4, 5-9, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.001>.
- WALKER, B. *et al.*, Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, p. 5, 2004.
- WALKER, B.; GUNDERSON, L.; KINZIG, A.; FOLKE, C.; CARPENTER, S.; SCHLÜTER, M. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. 13, 2006.
- WEIS, M. G. *et al.*, Aplicação do Índice de Avaliação do Risco de Contaminação da Água por Pesticidas (ARCA) com o uso de sensoriamento remoto. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 44, 2021. DOI: https://doi.org/10.11137/1982-3908_2021_44_41262.
- YANG, X.; YU, J.; YAO, H.; SUN, H.; LI, F.; XU, J. Association between pesticide exposure and thyroid cancer: a systematic review and meta-analysis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 306, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.119282>
- ZAHAVI, D. **Phenomenology: The Basics** (2° ed.). Routledge, 2025. DOI: <https://doi.org/10.4324/9781003350682>.
- ZANCHI, M. M.; MARINS, K.; ZAMONER, A. Could pesticide exposure be implicated in the high incidence rates of depression, anxiety and suicide in farmers? A sistematic review. **Environmental Pollution**, 331, 121888, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121888>.

- ZHANG, F.; ZHANG, Q.; LIU, X.; GAO, M.; LI, X.; WANG, Y.; CHANG, Y.; ZHANG, X.; HUO, Z.; ZHANG, L.; SHAN, J.; ZHU, B.; YAO, W. Human sérum lipidomics analysis revealed glyphosate may lead to lipid metabolism disorders and health risk. **Environment International**, 171, 107682, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107682>.
- ZHANG, Q. Land use and adaptive governance under climate change: analysis of four cases in pastoral areas of China. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.922417>
- ZHANG, Q.; LIU, X.; GAO, M. LI, X.; WANG, Y.; CHANG, Y.; ZHANG, X.; HUO, Z.; ZHANG, L.; SHAN, J.; ZHANG, F.; ZHU, B.; YAO, W. The study of human sérum metabolome on the health effects of glyphosate and early warning of potential damage. **Chemosphere**, 298, 134308, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134308>.
- ZHANG, Y.; DENG, J.; QUIN. B.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; JEPPENSEN, E.; TONG, Y. Importance and vulnerability of lakes and reservoirs supporting drinking water in China. **Fundamental Reserach**, v. 3. n. 2. P. 265-273. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2022.01.035>.
- ZHAO, G., HUI, X., LU, Y. AND ZHANG, Y. Progress in adaptive governance research and hotspots analysis: a global scientometric visualization analysis. **Discover Sustainability**, 5, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s43621-024-00435-8>.
- ZIOGA, E.; WHITE, B.; STOUT, J. C. Glyphosate use as disiccant contaminates plant pollen and nectar of non-target plant species. **Heliyon**, v. 8, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12179>.

ANEXO A - Termo de Consentimento Livre e Esclarecido

Prezado(a),

O (A) Sr. (a) **está sendo convidado(a)** a participar como voluntário(a) na pesquisa intitulada **Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA)**, conduzida por **Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite**, tendo como área de estudo as **Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá** (Bacias PCJ). A pesquisa é uma tese doutorado realizada como parte dos requisitos do Programa de Pós-graduação Interdisciplinar em Meio Ambiente -UERJ, sob orientação das Profas. **Dra. Luciene Pimentel da Silva** e **Dra. Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis** (Coorientadora - IFSP Caraguatatuba). O objetivo da pesquisa é propor e validar o IVCAA como ferramenta de apoio à tomada de decisão para a priorização de áreas para implementação de medidas, projetos, planos e políticas públicas de proteção ambiental e sanitária.

Esse procedimento tem a finalidade de captar, através do preenchimento de um formulário do Google, a opinião de profissionais, especialistas e pesquisadores a respeito do conjunto de indicadores pré-selecionados para representar a vulnerabilidade à contaminação hídrica por agrotóxicos no IVCAA. Espera-se, dessa forma, reduzir a margem de subjetividade existente durante a seleção e ponderação dessas variáveis. O tempo previsto para a participação na pesquisa é de 15 minutos.

Para tanto, é necessário formalizarmos a sua autorização para o uso das informações obtidas nos seguintes termos:

- Você foi selecionado(a) por ser um profissional, especialista ou pesquisador envolvido(a) em áreas correlatas com a pesquisa;

•

Rubrica do participante

Rubrica do pesquisador

•

- Sua participação não é obrigatória, ou seja, a qualquer momento, você poderá desistir de participar, retirar seu consentimento ou se recusar a responder qualquer item a qualquer momento. Isso não acarretará prejuízo;
- A coleta de dados tem caráter confidencial e as informações obtidas estarão disponíveis somente para o pesquisador autor da tese de doutorado e suas orientadoras observando as diretrizes da Lei Geral de Proteção de Dados;
- Os resultados desta pesquisa poderão ser apresentados em congressos, publicados em revistas especializadas e da mídia, e utilizados na tese de doutorado, preservando sempre a identidade dos participantes;
- Fica, também, evidenciado que a participação é isenta de despesas, ou seja, a participação na pesquisa não é remunerada nem implicará em gastos para os participantes;
- Sua participação nesta pesquisa consistirá em responder a um formulário no Google Forms, que lhe será encaminhado através do seu contato eletrônico, pelo WhatsApp e/ou e-mail;
- Não haverá registro de imagem ou vídeo;
- A pesquisa não envolve riscos físicos ou psicológicos aos participantes;
- O tempo esperado para a participação é de 15 minutos;
- O pesquisador responsável se compromete a tornar públicos nos meios acadêmicos e científicos os resultados obtidos de forma consolidada sem qualquer identificação de indivíduos participantes.

Rubrica do participante

Rubrica do pesquisador

•

Riscos da pesquisa: O procedimento adotado para coleta das informações a partir do formulário Google apresenta um risco mínimo, mas poderá causar algum desconforto aos participantes. Para minimizar qualquer situação de desconforto, o participante poderá optar por não responder alguma questão ou declinar da pesquisa. Os dados obtidos serão manipulados apenas pelo responsável pela pesquisa. Portanto, o sigilo e a privacidade contribuirão para reduzir o desconforto e ampliar a segurança dos participantes.

Benefícios da pesquisa: Os participantes se beneficiarão da possibilidade de contribuir para a construção de uma ferramenta para a gestão dos riscos sanitários e ambientais gerados pela contaminação hídrica por agrotóxicos. Também fica como benefício a possibilidade de reflexão e discussão a respeito da complexidade e diversidade dos fatores relacionados com a contaminação hídrica por agrotóxicos. Para a sociedade, fica como benefício a disponibilização de uma ferramenta inovadora, adaptada à realidade nacional e construída de maneira democrática. A universidade, por sua vez, se beneficia pela possibilidade de integração com a sociedade.

Caso você se sinta prejudicado em decorrência da participação, o parágrafo IV.3, os itens (g) e (h) da Resolução 466/12 garante os direitos de ressarcimento e indenização (se necessário): "g) explicitação da garantia de ressarcimento e como serão cobertas as despesas tidas pelos participantes da pesquisa e dela decorrentes"; e "h) explicitação da garantia de indenização diante de eventuais danos decorrentes da pesquisa." Há também base na Resolução 510/16, no Artigo 9, nos itens VI e VII: "VI ser indenizado pelo dano decorrente da pesquisa, nos termos da Lei; e VII o ressarcimento das despesas diretamente decorrentes de sua participação na pesquisa".

Rubrica do participante

Rubrica do pesquisador

•

Em caso de dúvida a respeito da pesquisa, o participante poderá entrar em contato com o pesquisador responsável, **Luan Carlos Octaviano Ferreira Leite**, através do e-mail <luan_otaviano@hotmail.com> ou celular **(24) 99284-9734**. Também é possível se dirigir ao Programa de Pós-Graduação Interdisciplinar em Meio Ambiente, Rua São Francisco Xavier 524, bloco F - sala 12.005, Maracanã - Rio de Janeiro - RJ - CEP 20.550-900, tel. **(21) 2334-0825**, e-mail <ppgmeioambiente@gmail.com>. Se houver dificuldade em entrar em contato com o(a) pesquisadora(a) responsável, comunique o fato ao Comitê de Ética em Pesquisa - CEP UERJ, localizado a Rua São Francisco Xavier, 524, sala 3018, bloco E, 3º andar, - Maracanã - Rio de Janeiro, RJ, e-mail: coep@sr2.uerj.br - Telefone: (021) 2334-2180. O CEP UERJ é responsável por garantir a proteção dos participantes de pesquisa e funciona às segundas, quartas e sextas-feiras, de 10h às 12h e 14h às 16h.

Caso você concorde em participar desta pesquisa, assine ao final deste documento, que possui duas vias, sendo uma delas sua, e a outra, do pesquisador responsável/coordenador da pesquisa.

Declaro que entendi os objetivos, riscos e benefícios de minha participação na pesquisa, e que concordo em participar.

Rio de Janeiro, ____ de _____ de ____.

Nome do(a) participante: _____

Assinatura: _____

Nome do(a) pesquisador: _____

Assinatura: _____

ANEXO B – Parecer consubstanciado do CEP**PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP****DADOS DO PROJETO DE PESQUISA**

Título da Pesquisa: Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA)

Pesquisador: LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE

Área Temática:

Versão: 1

CAAE: 90574825.9.0000.5282

Instituição Proponente: Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente

Patrocinador Principal: Financiamento Próprio

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 7.815.635

Apresentação do Projeto:

Trata-se de projeto de pesquisa do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, da UERJ.

Objetivo da Pesquisa:

Propor e validar o Índice de Vulnerabilidade à Contaminação da Água para Consumo Humano por Agrotóxicos (IVCAA) como ferramenta de apoio à tomada de decisão para a priorização de áreas para implementação de medidas, projetos, planos e políticas públicas de proteção ambiental e sanitária.

Avaliação dos Riscos e Benefícios:

Presentes no TCLE.

Comentários e Considerações sobre a Pesquisa:

Trata-se de importante pesquisa embasadora para políticas públicas.

Considerações sobre os Termos de apresentação obrigatória:

Todos de acordo.

Conclusões ou Pendências e Lista de Inadequações:

Ante o exposto, o Comitê de Ética em Pesquisa é CEP UERJ deliberou pela APROVAÇÃO deste projeto, visto que não há implicações éticas. Dessa forma, a pesquisa já pode ser iniciada.

Considerações Finais a critério do CEP:

Faz-se necessário apresentar o Relatório Anual - previsto para setembro de 2026. O Comitê de Ética em Pesquisa é CEP UERJ deverá ser informado de fatos relevantes que alterem o curso normal do estudo, devendo o pesquisador apresentar justificativa, caso o projeto venha a ser interrompido e/ou os resultados não sejam publicados.

Tendo em vista a legislação vigente, o Comitê de Ética em Pesquisa é CEP UERJ recomenda ao(à) Pesquisador(a): Comunicar toda e qualquer alteração do projeto e/ou no Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, para análise das mudanças; informar imediatamente qualquer evento adverso ocorrido durante o desenvolvimento da pesquisa; o comitê de ética solicita a V.S.^a que encaminhe a este comitê relatórios parciais de andamento a cada 06 (seis) meses da pesquisa e, ao término, encaminhe a esta comissão um sumário dos resultados do projeto; os dados individuais de todas as etapas da pesquisa devem ser mantidos em local seguro por 5 anos.

Este parecer foi elaborado baseado nos documentos abaixo relacionados:

Tipo Documento	Arquivo	Postagem	Autor	Situação
Informações Básicas do Projeto	PB_INFORMAÇÕES_BÁSICAS_DO_PROJETO_2588468.pdf	30/06/2025 07:44:31		Aceito
Outros	Carta_resposta.pdf	30/06/2025 07:44:01	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	Projeto_atualizado.pdf	30/06/2025 07:42:07	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	TCLE_atualizado.pdf	30/06/2025 07:41:32	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	Justificativa_Ausencia_TAI.pdf	30/06/2025 07:40:39	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito

Outros	INSTRUMENTOS.pdf	25/06/2025 10:06:22	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
TCLE / Termos de	TCLE.pdf	25/06/2025	LUAN CARLOS	Aceito
Assentimento / Justificativa de Ausência	TCLE.pdf	10:01:12	OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	PROJETO.pdf	25/06/2025 10:00:35	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito
Folha de Rosto	FOLHADEROSTO.pdf	25/06/2025 09:59:51	LUAN CARLOS OCTAVIANO FERREIRA LEITE	Aceito

Situação do Parecer:

Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:

Não

RIO DE JANEIRO, 03 de Setembro de 2025

Assinado por:
Andréa Maria de Oliveira
(Coordenador(a))