

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**  
**FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA**

Departamento de Saúde Ambiental

Modelagem Hidrológica Aplicada ao Monitoramento de  
Agrotóxicos e à Vigilância da Água de Abastecimento  
Público

Denise Piccirillo Barbosa da Veiga

Tese apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Saúde Pública para a obtenção  
do título de doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde Ambiental,  
modos de vida e sustentabilidade

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Adelaide Cassia  
Nardocci

São Paulo

2021

# Modelagem Hidrológica Aplicada ao Monitoramento de Agrotóxicos e à Vigilância da Água de Abastecimento Público

Denise Piccirillo Barbosa da Veiga

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para a obtenção do título de doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde Ambiental, modos de vida e sustentabilidade

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Adelaide Cassia Nardocci

São Paulo

2021

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

#### Catálogo da Publicação

Ficha elaborada pelo Sistema de Geração Automática a partir de dados fornecidos pelo(a) autor(a)  
Bibliotecária da FSP/USP: Maria do Carmo Alvarez - CRB-8/4359

Veiga, Denise Piccirillo Barbosa da  
Modelagem Hidrológica Aplicada ao Monitoramento de  
Agrotóxicos e à Vigilância da Água de Abastecimento Público  
Denise Piccirillo Barbosa da Veiga; orientadora Adelaide  
Cassia Nardocci. -- São Paulo, 2021.  
131 p.

Tese (Doutorado) -- Faculdade de Saúde Pública da  
Universidade de São Paulo, 2021.

1. Agrotóxicos. 2. Qualidade da água. 3. Modelagem  
Hidrológica. 4. Saúde Ambiental. 5. Vigilância em saúde. I.  
Nardocci, Adelaide Cassia, orient. II. Título.

## **Agradecimentos**

A entrega deste documento é mais do que a conclusão de um doutorado, é também o encerramento de um ciclo iniciado em 2009, quando do ingresso no curso de Geografia. No mestrado, já na Saúde Pública, fui convidada a reforçar o olhar crítico e a conciliar outras formas de pensar das distintas especialidades que também se dedicam ao espaço e as relações sociais, ambientais e econômicas.

Durante todos esses anos tive a oportunidade de ler, refletir, debater, e ir à campo conhecer diversas formas de produção agrícola, de organização de trabalho, conflitos, e riscos à saúde. Minha formação na Universidade de São Paulo me proporcionou as mais diversas experiências pessoais e profissionais das quais me recordo com muita alegria e agradecimento. Foram anos de acelerado crescimento pessoal. Nos últimos anos, a oportunidade de exercer uma função dentro do SUS tem suscitado ainda mais debates e reflexões sobre proteção à saúde, modelos de desenvolvimento econômico e justiça ambiental. Conciliar as duas atividades foi desafiador ao mesmo tempo em que foi possível complementá-las.

Finalizar o doutorado em Saúde Pública durante a epidemia da Covid-19 foi um privilégio, no sentido de continuar com os planos (muitos foram interrompidos), mas também foi solitário, e a sensação de impotência frente ao cenário contribuiu para a procrastinação e questionamentos sobre a relevância do trabalho. A ausência física da família e amigos, o temor de ser um agente transmissor devido a constante circulação, o medo da perda antecipada, e as angústias pelo cenário político foram sensações que dominaram os últimos anos de doutorado.

À paciência, compreensão, amor incondicional e aos ensinamentos de vida sou grata aos meus pais, Jorge e Nadia e minha irmã Debora, que me proporcionaram os bens mais valiosos, o amor, o respeito e a educação. Sempre me incentivaram, me acolheram e sem os quais nada seria possível. Amo vocês, desculpem pela distância.

Em trocas exclusivamente virtuais as mensagens e lembranças compartilhadas entre grupos de amigos arrancaram sorrisos por debaixo da máscara, agradeço a cada um de “Família”, às “Meninas da FSP” e às “Meninas Xibombombom”, aos amigos do antes CRUSP e agora “Nossa Casa/OurHome”, aos “Caminhantes Gratiluz”, “Rolê Gastronômico”, “NARA” e àqueles que tiveram um tempinho maior para conversar e compartilhar momentos, em especial Ana Lúcia, Mirella, Renata, Sarah e Mariana. À Bruna, ao Vitor e à Debora agradeço pela leitura atenta deste trabalho, debates e as sugestões de melhorias.

Aos colegas de Vigilância que durante os últimos anos foram as únicas pessoas com quem convivi e compartilhei o dia-a-dia, agradeço ao respeito e paciência. Obrigada Rubens Mario Junior, Sérgio Valentim e Cristiane Rezende por me ensinarem cada vez mais sobre SUS, gestão pública e diplomacia.

Aos professores que contribuíram e me apoiaram durante a construção deste trabalho, Danielle A. Bressiani e Manuel Enrique G. Guandique, bem como aos professores da banca, Jamyle Calencio Grigoletto, Décio Luis Semensatto Junior e Maria Tereza P. Razzolini que dedicaram seu tempo e leitura na avaliação e contribuição desta pesquisa. Agradeço o interesse, o cuidado e as colaborações para melhorias.

À professora Adelaide Cassia Nardocci, agradeço pela orientação e os debates críticos; pela confiança, ensinamentos, e amizade. Sou grata enfim à Universidade de São Paulo que me proporcionou crescimento intelectual, pessoal e profissional. Durante muito tempo foi também minha moradia, minha fonte de alimentação, meu trabalho e meu quintal de descanso. Que permaneça pública, gratuita e de qualidade, com portas cada vez mais abertas para aqueles que costumam tê-las fechadas.

Que a educação seja o caminho lógico e possível para todos que assim a desejarem, porque ela ainda tem o potencial de transformar vidas.

Foi no meio duma noite, indo para a madrugada, todos estavam dormindo. Mas cada um sentiu, de repente, no coração, o estalo do silenciosinho que ele fez, a pontuda falta da toada, do barulhinho. [...] Aí, todos se levantaram, caçaram o quintal, saíram com luz, para espiar o que não havia [...] – “Ele perdeu o chio...” Triste duma certeza: cada vez mais fundo, mais longe nos silêncios, ele tinha ido s’embora, o riachinho de todos. Chegado na beirada, Manuelzão entrou, ainda molhou os pés, no fresco lameal. Manuelzão, segurando a tocha de cera de carnaúba, o peito batendo com um estranhado diferente, ele se debruçou e esclareceu. Ainda viu o derradeiro fiapo d’água escorrer, estilar, cair degrau de altura de palmo da derradeira gota, o bilbo. E o que a tocha de Manuelzão mais alumiu: que todos tremiam mágoa nos olhos. Ainda esperaram ali, sem sensatez; por fim se avistou no céu a estrela-d’alva. O riacho soluço se estancara, sem resto, e talvez para sempre. Era como se um menino sozinho tivesse morrido. *João Guimarães Rosa*

Sobrevivência e (re)conhecimento do perigo se contradizem. É esse fato que torna a disputa em torno de medições, valores máximos aceitáveis e efeitos de curto e longo prazo, algo candente para a própria existência. Só precisamos nos perguntar uma única vez o que é que de fato poderia ter sido feito diferente se houvesse ocorrido uma contaminação do ar, da água, da fauna e dos seres humanos que alcançasse, também segundo parâmetros oficiais, um proporção acentuadamente perigosa. *Ulrich Beck*

VEIGA, D.P.B da. Modelagem Hidrológica Aplicada ao Monitoramento de Agrotóxicos e à Vigilância da Água de Abastecimento Público. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para a obtenção do título de doutora em Ciências. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2021.

## RESUMO

**Introdução:** A exposição humana a resíduos de agrotóxicos através do consumo de água tem sido relatada em todo o mundo. No Brasil, a qualidade da água e o monitoramento realizado pelas empresas de saneamento e pelo SUS apresentam desafios como acesso à informação sobre o uso de agrotóxicos aplicados nas bacias de abastecimento, amostragem oportuna, custo das análises e capacidade analítica dos laboratórios de saúde pública, ausência de proteção ambiental nos mananciais e políticas de desregulação de agrotóxicos. Metodologias de avaliação de risco, gerenciamento integrado da bacia hidrográfica e uso de geotecnologias são recomendações da Organização Mundial da Saúde para aprimoramento da vigilância da qualidade da água. **Objetivo:** Avaliar a aplicabilidade da simulação hidrológica e de cenários de uso de agrotóxicos como ferramenta para vigilância da água de abastecimento público. **Métodos:** Simulação e calibração do modelo SWAT na Bacia Hidrográfica do Tietê-Sorocaba. Simulação de cenários de uso de agrotóxicos e vulnerabilidade das captações de abastecimento público. Simulação de cenários de proteção dos mananciais e escoamento de agrotóxicos. **Resultados:** A simulação e a calibração da modelagem hidrológica foram satisfatórias para a avaliação de cenários. Dos agrotóxicos prescritos para as principais culturas da bacia hidrográfica foram definidos três cenários de aplicação; através da modelagem foi possível compreender o comportamento das substâncias ao longo da bacia, identificando as captações mais vulneráveis à contaminação por agrotóxicos como a Atrazina; estes resultados estiveram de acordo com os dados de monitoramento da qualidade da água disponíveis no Sisagua. A simulação de inclusão de mata ciliar apontou para uma redução significativa da produção de sedimentos e do escoamento de agrotóxicos para os mananciais. **Conclusão:** Apesar do modelo SWAT exigir um grande volume de dados de entrada, seus resultados podem aprimorar os planos de amostragem da água de abastecimento público, das ações de proteção e preservação dos mananciais, facilitando a gestão integrada e de regulação.

**Palavras-chave:** Agrotóxicos; Modelo SWAT; Qualidade da água; Saúde Ambiental

VEIGA, D.P.B da. Hydrological Modeling Applied to Pesticide Monitoring and Drinking Water Surveillance. Thesis presented to the Postgraduate Program in Public Health to obtain the title of Doctor of Science. University of São Paulo, Faculty of Public Health, 2021.

## **ABSTRACT**

**Introduction:** Human pesticide exposure through drinking water occurs in many countries. In Brazil, sanitation companies and the Health Unic System (SUS) are responsible for pesticide monitoring in water. This monitoring presents challenges such as access to information on the use of pesticides applied in the watershed, timely sampling, cost of analysis, and analytical capacity of public health laboratories; lack of environmental protection and pesticide deregulation policies. The World Health Organization (WHO) recommends risk assessment methodologies, integrated watershed management, and geotechnologies for improving water quality surveillance. **Objective:** To evaluate the applicability of hydrological simulation and pesticide scenarios as a tool for improve water quality monitoring. **Methods:** Simulation and calibration of the SWAT model in the Tietê-Sorocaba Watershed. Pesticides scenarios simulation and vulnerability of public water supply. Simulation of watershed protection scenarios and pesticide load. **Results:** The simulation and calibration of the hydrological modeling were satisfactory for the evaluation of scenarios. Of the pesticides prescribed for the main crops in the watershed, were defined three application scenarios; was possible to understand the behavior of substances, identifying the most vulnerable catchments to pesticide contamination such as Atrazine; these results were in agreement with the quality monitoring data available in Sisagua. The riparian inclusion simulation pointed to a significant reduction of sediment and the flow of pesticides to the water sources. **Conclusion:** Although the SWAT model requires a large volume of input data, its results can improve the sampling plans of public water supply, actions for the protection and preservation of water sources, facilitating integrated management and regulation.

**Keywords:** Pesticides; SWAT Model; Water Quality; Environmental Health



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1.</b> Consumo de agrotóxicos (toneladas) entre 1991 e 2015 em diferentes países .....	14
<b>Figura 2.</b> Porcentagem de estabelecimentos agropecuários por município do estado de São Paulo que declararam usar agrotóxicos. ....	15
<b>Figura 3.</b> Distribuição mundial da produção científica nas bases PubMed e Scopus sobre a ocorrência de agrotóxicos em água de consumo humano entre 2014 a 2020.....	17
<b>Figura 4.</b> Distribuição dos temas de pesquisa dos artigos avaliados (n=150).....	18
<b>Figura 5.</b> Atuação das vigilâncias municipais e estaduais no âmbito do VIGIAGUA..	23
<b>Figura 6.</b> Evolução das normas de potabilidade da água no Brasil, e quantidade de agrotóxicos monitorados. ....	24
<b>Figura 7.</b> Comparação da distribuição temporal da pulverização aérea de agrotóxicos (a) e das coletas de água para análise de agrotóxicos no estado de São Paulo (b). ....	26
<b>Figura 8.</b> Distribuição mundial da produção científica referente à aplicação do SWAT. ....	32
<b>Figura 9.</b> Temas dos artigos brasileiros selecionados na busca .....	34
<b>Figura 10.</b> Localização da área de estudo e bases utilizadas como dados de entrada para simulação hidrológica no modelo SWAT. ....	41
<b>Figura 11.</b> Etapas do processo de calibração no SWAT-CUP pelo método SUFI2.....	43
<b>Figura 12.</b> Classificação ToxPi dos agrotóxicos citados .....	46
<b>Figura 13.</b> Fluxograma da metodologia.....	49
<b>Tabela 1.</b> Agrotóxicos previstos na portaria de potabilidade da água (anterior e vigente), culturas autorizadas, ranking ToxPi para o estado de São Paulo e características ambientais e toxicológicas. Elaboração própria.      30	
<b>Tabela 2.</b> Parâmetros e respectivos valores iniciais utilizados na calibração da simulação hidrológica. ....	44
<b>Tabela 3.</b> Parâmetros de entrada para a simulação de agrotóxicos.....	47

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>10</b>
<b>2. JUSTIFICATIVA</b>	<b>13</b>
2.1 Uso de agrotóxicos e contaminação ambiental	13
2.2 Vigilância da Qualidade da água de consumo humano	20
2.3 SWAT e gestão integrada de Bacias Hidrográficas	31
<b>3. OBJETIVOS</b>	<b>36</b>
3.1 Objetivos específicos	36
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>36</b>
4.1 Área de Estudo	36
4.2 Simulação do Balanço Hidrológico SWAT e Calibração SWAT-CUP	37
4.3 Simulação de agrotóxicos nos mananciais	44
4.4 Simulação de agrotóxicos nos mananciais e cenários conservativos	48
<b>5. RESULTADOS</b>	<b>50</b>
<b>5.1 . MANUSCRITO 1 - SWAT Model and LULC analysis as a support tool for drinking water quality surveillance.</b>	<b>50</b>
5.1.2 Introduction	51
5.1.3 Methodology	53
5.1.4 Results and Discussion	58
5.1.5 Conclusion	65
5.1.6 References	65
<b>5.2. MANUSCRITO 2 - Pesticides and risk for drinking water sources in a Brazilian watershed</b>	<b>72</b>
5.2.1 Introduction	73
5.2.2 Methodology	75
5.2.3 Results and discussion	78
5.2.4 Conclusion	85

5.2.5	References	86
<b>5.3.</b>	<b>MANUSCRITO 3 - Impacto das Áreas de Proteção Permanente (APP) na redução do transporte de agrotóxicos para os mananciais de abastecimento público.</b>	<b>96</b>
5.3.1	Introdução	97
5.3.2	Metodologia	99
5.3.3	Resultados e Discussão	102
5.3.4	Conclusão	110
5.3.5	Referências	110
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>115</b>
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>119</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é reconhecida desde a antiguidade (Séc. V a. C.) como elemento determinante do processo saúde-doença (CAIRUS, RIBEIRO, 2005). Ao longo da história, o conhecimento técnico e científico evoluiu para estratégias cada vez mais modernas de tratamento da água para consumo humano; porém, as pressões antrópicas nos mananciais também foram intensificadas, provocando cenários cada vez mais complexos de poluição e contaminação dos corpos d'água por agentes patogênicos e químicos. Ademais, o temor da escassez ou da falta é historicamente causa de conflitos entre os mais diversos usos da água em todo o mundo.

O setor agrícola tende a ser o principal consumidor de água doce disponível, ao mesmo tempo em que exerce forte pressão aos mananciais devido ao uso excessivo de agrotóxicos e fertilizantes e manejo inadequado do solo. O uso industrial, representa um fator importante na degradação dos mananciais devido ao lançamento de efluentes; e o uso humano e de dessedentação de animais, que embora possa representar o menor volume em consumo nacional exige a melhor qualidade da água (ANA, 2018; MONTROYA, 2020).

O desenvolvimento econômico, historicamente desordenado principalmente nos países em desenvolvimento, provocou forte pressão sobre os mananciais impedindo muitas vezes o uso da água para consumo humano dos rios próximos aos centros consumidores, forçando a busca por água em reservatórios cada vez mais distantes; resultando em grandes obras com financiamento público, alteração dos cursos d'água, aumento da perda de água na rede e encarecimento da tarifa para a população, como é o caso da Região Metropolitana de São Paulo.

Desse modo, o desafio atual e dos próximos anos não será somente a garantia de um fornecimento de água em quantidade adequada para a população, mas sobretudo a oferta de água com qualidade e segura. Para tanto, diversos atores da esfera pública e privada precisam estar articulados e integrados na gestão das bacias hidrográficas e dos mananciais de abastecimento.

No Brasil, a qualidade da água para consumo humano é de responsabilidade das empresas de saneamento, que por sua vez são fiscalizadas pelo Serviço Único de Saúde (SUS) através das Vigilâncias Sanitárias/Ambientais, que realizam análises de diversos parâmetros (BRASIL 1990; BRASIL 2021). Contudo, a qualidade da água está

relacionada a processos muito anteriores à captação, ao tratamento e à distribuição, ultrapassando a governabilidade do setor saúde.

O uso e a ocupação do solo das bacias hidrográficas é fator determinante da qualidade do manancial, o qual irá influenciar o tipo de tratamento necessário para que a água seja potável. Nesse sentido, atores como os Comitês de Bacias Hidrográficas e as Secretarias de Desenvolvimento Econômico, Recursos Hídricos, Meio Ambiente, Agricultura e Saúde são essenciais nos processos de tomadas de decisão que tenham como meta a preservação, proteção e recuperação dos mananciais.

O avanço da produção científica no país nos últimos anos, brevemente apresentado mais adiante, tem evidenciado não só os impactos negativos de um zoneamento inadequado das bacias hidrográficas, mas também a importância e a efetividade das políticas de gestão integrada, do uso de tecnologias e modelos preditivos, além de um alerta sobre a urgência da restauração e preservação dos corpos d'água para um abastecimento de água constante e de qualidade.

Porém, esse avanço pode ser pouco observado nas esferas de gestão (HAMEL *et al.*, 2020). Por exemplo, conforme apresentaremos a seguir, o monitoramento de resíduos de agrotóxicos em água para consumo humano realizado atualmente, seja pelas empresas de abastecimento ou pelas Vigilâncias Sanitárias, não condiz com a complexidade da dinâmica agrícola nas bacias hidrográficas; e a avaliação destes dados, tampouco tem conseguido contribuir para uma gestão dos riscos.

Nesse sentido, a construção desta pesquisa é decorrente de trabalhos anteriores desenvolvidos pelo Núcleo de Avaliação de Riscos Ambientais (NARA) da Faculdade de Saúde Pública da USP, muitos deles em parceria com o Centro de Vigilância Sanitária da Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo (CVS/SES SP) na busca por aprofundar o conhecimento sobre os riscos sanitários aos quais os mananciais de abastecimento público estão expostos, bem como na elaboração de diretrizes mais efetivas visando a proteção destes mananciais e a segurança da água distribuída à população.

As pesquisas tiveram início em 2013 com a dissertação de mestrado de Rubens Mario Júnior: *Identificação dos agrotóxicos prioritários para a vigilância da água de consumo humano no Estado de São Paulo*. O autor identificou 86 agrotóxicos prioritários para monitoramento no abastecimento público paulista. Considerando esses resultados, o projeto de pesquisa FAPESP/PPSUS 50016-3 intitulado *Avaliação dos resíduos de pesticidas e protozoários patogênicos em água de abastecimento público do Estado de São Paulo*, monitorou a quantidade de agrotóxicos na água de abastecimento de 26

municípios paulistas, e patógenos emergentes em 11 municípios, no período de dezembro de 2014 a novembro de 2015.

A partir dos mananciais que apresentaram a maior diversidade de agrotóxicos neste monitoramento, a dissertação de mestrado *O impacto do uso do solo na contaminação por agrotóxicos das águas superficiais de abastecimento público* (VEIGA, 2017) buscou investigar as características dessas bacias a partir de modelagem hidrológica. No mesmo período, foi desenvolvido o Projeto *Vigilância de Agrotóxicos em Água de Consumo Humano* (com financiamento do Grupo de Apoio às Políticas de Prevenção e Proteção à Saúde - GAPS/SES-SP), que resultou na publicação do Sistema de Informação sobre Agrotóxicos – ARIADNE o qual reuniu outros resultados como o Índice de Prioridade Toxicológica (ToxPi) de 113 agrotóxicos relevantes para o estado de São Paulo; O mapeamento inédito da pulverização aérea de agrotóxicos e a caracterização ambiental de quatro bacias de abastecimento público em quatro municípios paulistas, que apresentaram agrotóxicos em suas captações.

Em continuidade, esta tese buscou aproximar o conhecimento científico ao pensar e o fazer vigilância da qualidade da água, sobretudo quanto a prevenção da contaminação por agrotóxicos, a partir do uso de geoprocessamento e modelos hidrológicos como ferramentas facilitadoras da gestão integrada de bacias hidrográficas. Alguns de seus resultados contribuíram para que a Vigilância Sanitária Estadual iniciasse um plano de amostragem de agrotóxicos nos municípios da Bacia do Rio Tietê-Sorocaba.

A pesquisa está alinhada aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) 2. Fome Zero e Agricultura Sustentável; 3. Saúde e Bem Estar; 6. Água Potável e Saneamento; 11. Cidades e Comunidades Sustentáveis; 12. Consumo e Produção Sustentáveis e 15. Vida Terrestre; e está estruturada em duas partes.

Na primeira, breve revisão da literatura a partir de três principais aspectos (1) Uso de agrotóxicos e contaminação ambiental; (2) Vigilância da qualidade da água para Consumo Humano; (3) SWAT e gestão integrada de Bacias Hidrográficas. A segunda parte é composta por três artigos resultantes do processo de pesquisa (1) SWAT Model and LULC analysis as a support tool for drinking water quality surveillance; (2) Pesticides and risk for drinking water sources in a Brazilian watersheds (3) Impacto das Áreas de Proteção Permanente (APP) na redução do transporte de agrotóxicos para os mananciais de abastecimento público.

## 2. JUSTIFICATIVA

### 2.1 *Uso de agrotóxicos e contaminação ambiental*

*Em menos de dois decênios do seu uso, os pesticidas sintéticos foram tão intensamente distribuídos pelo mundo que eles aparecem por toda a parte.* (Rachel Carson, 1962 p.25).

O uso de agrotóxicos na agricultura cresceu e se consolidou em todo o mundo após a Segunda Guerra Mundial. A busca por retomada da economia, o temor da fome, e a diversificação da indústria química, foram os cenários da produção de agrotóxicos organossintéticos. A Revolução Verde, financiada por fundações privadas como a Fundação Rockefeller, Fundação Ford, entre outras (MAZOYER & ROUDART, 2010) foi pautada por um modelo agrícola baseado na produção e exportação de *commodities* de três grandes cereais (milho, trigo e a soja) dependentes de mecanização, do uso intensivo de agrotóxicos e de fertilizantes (OLIVEIRA, 2016).

A produção agrícola existente hoje no Brasil é resultado de investimentos históricos por parte do Estado desde a década de 1930, com o café e a cana-de-açúcar, passando pelos Planos Nacionais de Desenvolvimento (I e II); a consolidação da indústria de agrotóxicos com o Programa Nacional dos Defensivos Agrícolas (PNDA) nas décadas de 1960 a 1980; a criação da Empresa Brasileira de Agropecuária (Embrapa) e dos programas de subsídios da modernização agrícola e isenções fiscais para a agroindústria a partir dos anos 2000 (COELHO, 2001; TAVORA *et al.*, 2003; SOARES, 2010).

O crescimento no consumo de agrotóxicos está diretamente relacionado a esses processos (ALMEIDA *et al.*, 2017). Entre as décadas de 1970 e 1990, o Brasil apresentou um aumento de 276% no consumo de agrotóxicos e ocupava a 4ª posição no mercado mundial; durante os anos 1990, o país apresentou um pico de consumo com um aumento de 163% devido a estabilização da economia com o Plano Real (CAMPANHOLA *et al.*, 2003). De acordo com os dados do IBAMA<sup>1</sup>, de 2000 a 2010 o Brasil registrou um aumento de 220% no consumo de agrotóxicos e de 2010 a 2017 um aumento de 153%.

Comparando os resultados dos Censos Agropecuários, entre 2006 e 2017 o número de proprietários rurais que declararam usar agrotóxicos cresceu; em 2006, do total de estabelecimentos consultados 27% faziam uso de agrotóxicos, em 2017 foram 36% (IBGE 2006; 2017). Ainda de acordo com os Censos, o uso de agrotóxicos ocorre em

---

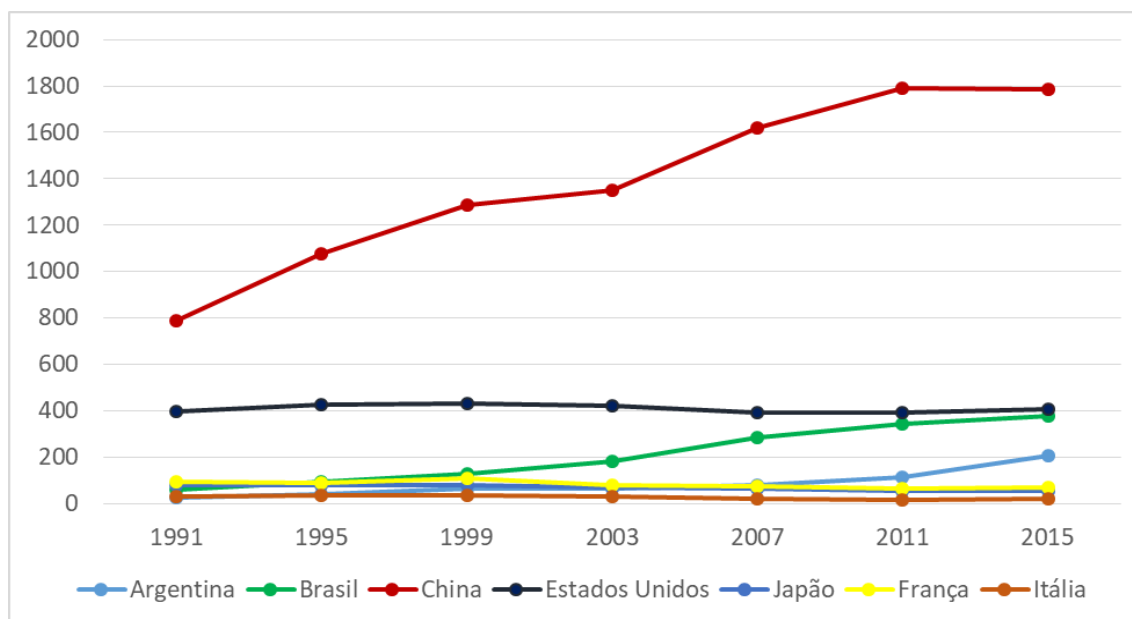
<sup>1</sup> Relatórios de Comercialização de Agrotóxicos. <https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos>, acessado em abril de 2019.

diferentes modos de produção e tamanhos de propriedades, porém concentra-se sobretudo nas grandes propriedades. Dos estabelecimentos com menos de 5 ha, 20% declararam usar agrotóxicos, enquanto que nos estabelecimentos com mais de 1.000 ha, 54% fizeram uso (IBGE 2006; 2017).

Além do aumento no número de estabelecimentos que utilizam agrotóxicos, ocorreu também o aumento do volume aplicado por hectare. Em 2005 aplicava-se em média 3 kg/ha e em 2014, a média de aplicação foi de 6,7 kg/ha, revelando uma tendência de crescimento e de dependência de agrotóxicos na agricultura nacional (VALADARES *et al.*, 2020).

Moraes (2019) verificou que na década de 1990 o Brasil consumia sete vezes menos agrotóxicos que os EUA; em 2015 esse volume ficou muito próximo, em torno de 400 mil toneladas, conforme figura 1. Segundo dados avaliados pelo autor, China (43%), Estados Unidos (9,9%) e Brasil (9,2%) são os principais consumidores de agrotóxicos no mundo. O Brasil juntamente com a Argentina apresentam uma tendência de crescimento.

**Figura 1.** Consumo de agrotóxicos (toneladas) entre 1991 e 2015 em diferentes países



Fonte: Adaptado de Moraes (2019)

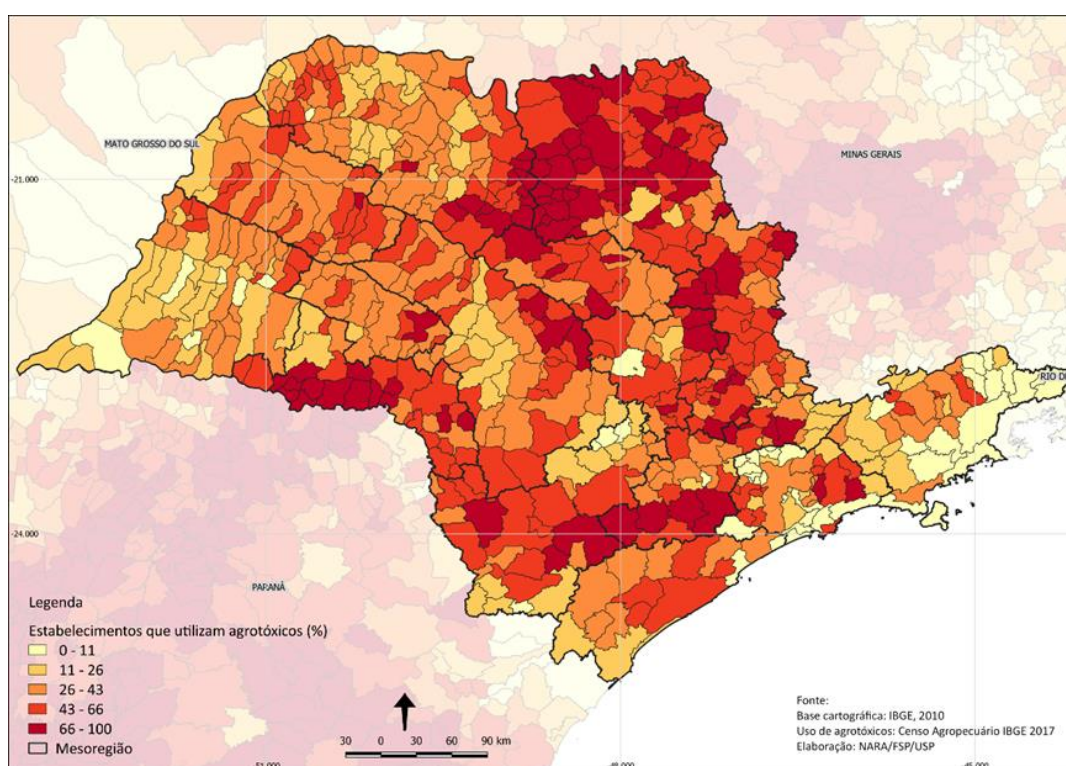
Considerando o cenário nacional, apenas quatro estados, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul e Mato Grosso consomem 60% do total de agrotóxicos comercializados no país (CAMPANHOLA *et al.*, 2003; MORAES 2019). Enquanto os outros estados



apresentam a soja como principal demandante de agrotóxicos, no território paulista é a cana-de-açúcar (BOMBARDI 2016; OLIVEIRA 2016; PIGNATI *et al.*, 2017).

São Paulo é o estado que lidera o consumo de agrotóxicos com aplicação média de 9 kg/ha. Apresenta uma intensa atividade agrícola sendo o principal produtor de açúcar e etanol no país, além de estar entre os maiores produtores nacionais de café, laranja e banana (MORAES, 2019). Em algumas regiões, sobretudo as de maior produção da cana-de-açúcar, 100% dos estabelecimentos agrícolas utilizam agrotóxicos, conforme figura a seguir.

**Figura 2.** Porcentagem de estabelecimentos agropecuários por município do estado de São Paulo que declararam usar agrotóxicos.



Fonte: Censo Agropecuário (IBGE, 2017), elaboração própria.

Esse cenário não apresenta sinais de redução a curto ou médio prazo; de 2016 a 2020, foram publicados cerca de 30 Atos, liberando mais de 1.600 registros de agrotóxicos pelos órgãos federais<sup>2</sup>. Essa tendência de intensificação do uso tem suscitado preocupação por parte dos setores ambientais e de saúde pública, uma vez que os impactos negativos dessas substâncias são conhecidos e amplamente divulgados.

<sup>2</sup> Secretaria Geral da Presidência da República. Imprensa Nacional. Diário Oficial da União. Busca por Atos de registros de agrotóxicos e afins. Acessado em 13 de setembro de 2020. <https://www.in.gov.br/web/guest/search?qSearch=Registros%20de%20agrot%C3%B3xicos>

A exposição humana aos agrotóxicos pode ocorrer de forma direta como a exposição ocupacional, por exemplo, quando se utiliza a substância, ou de forma indireta a partir do contato com matrizes ambientais contaminadas, seja o ar, o solo, os alimentos ou a água. Os impactos na saúde de trabalhadores rurais são há muito monitorados e contribuíram inclusive para o banimento de substâncias, como por exemplo compostos organoclorados (FIOCRUZ, 2018; INCA, 2021).

A exposição ocupacional pode provocar desde desfechos leves como náusea, dor de cabeça, irritação das vias respiratórias e de pele que estão associados à uma intoxicação aguda, ao momento da aplicação, como também desfechos de saúde mais graves devido à uma exposição crônica, como diferentes tipos de câncer, doenças do sistema nervoso, malformações congênitas, doenças metabólicas e mais recentemente têm sido relatados também distúrbios cognitivos (BRODY *et al.*, 2004; CALVERT *et al.*, 2008; CREMONESE *et al.*, 2014; GIULIVO *et al.*, 2016; MUÑOZ-QUEZADA *et al.*, 2016; MREMA *et al.*, 2017).

Outro aspecto a ser considerado é a persistência dos agrotóxicos no meio ambiente, que além de afetar o equilíbrio ecológico e a biodiversidade, está relacionada à efeitos negativos na saúde humana por meio do consumo desses resíduos ao longo da vida. Nesse sentido, mesmo os países que apresentam políticas mais restritivas e menor consumo de agrotóxicos, quando comparados ao Brasil, têm registros importantes quanto à persistência ambiental dessas substâncias.

Mesmo com a pulverização aérea de agrotóxicos restrita a poucas culturas, resíduos têm sido detectados no ar em países como França, Itália e Espanha (DÉSERT *et al.*, 2018; LINHART *et al.*, 2019). O resultado desses monitoramentos foi relacionado à volatilização de partículas das substâncias aplicadas em campo. No Canadá, a presença de agrotóxicos no ar foi associada à deposição de resíduos de endosulfan e Clorpirifós nos Lagos Erie e Ontario (GOUIN *et al.*, 2008).

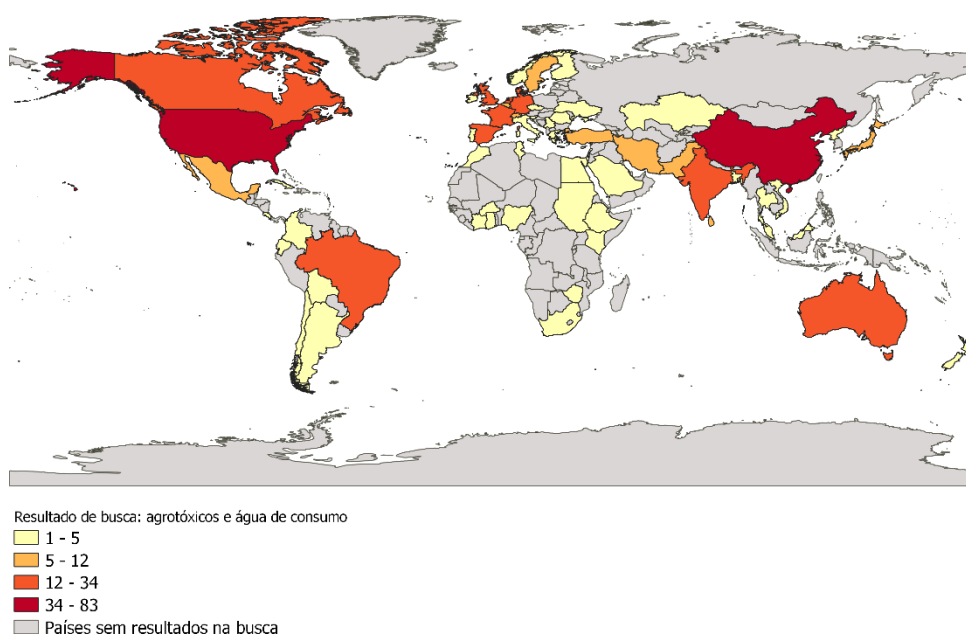
Um monitoramento de resíduos de agrotóxicos em solos agricultáveis da Europa Central detectou mais de 5 princípios ativos em 51% das amostras. Atrazina e Simazina, substâncias já banidas no continente, foram quantificadas em mais de 80% das amostras de solo e com detecção nos mananciais (HVEZDOVÁ *et al.*, 2018).

A contaminação da água de consumo humano por agrotóxicos é um dos principais meios de exposição residual e tem sido associado a desfechos de saúde sobretudo nas populações mais vulneráveis como crianças e gestantes (PASCALE *et al.*, 2020; FANG *et al.*, 2019). A ocorrência de Atrazina na água, principal herbicida consumido em todo o

mundo, tem sido relacionada com o aumento de abortos, partos prematuros, baixo peso do recém-nascido, malformações congênicas e problemas no desenvolvimento neurológico de crianças (ALBERG *et al.*, 2020; STAYNER *et al.*, 2017; WINSTON *et al.*, 2016).

Em revisão da literatura realizada nos bancos PubMed e Scopus, com as palavras-chave *pesticides* e *drinking water* entre o período de 2014 até junho de 2020, foram encontrados cerca de 800 artigos discutindo o tema em 75 países conforme figura a seguir.

**Figura 3.** Distribuição mundial da produção científica nas bases PubMed e Scopus sobre a ocorrência de agrotóxicos em água de consumo humano entre 2014 a 2020.



Fonte: Elaboração própria.

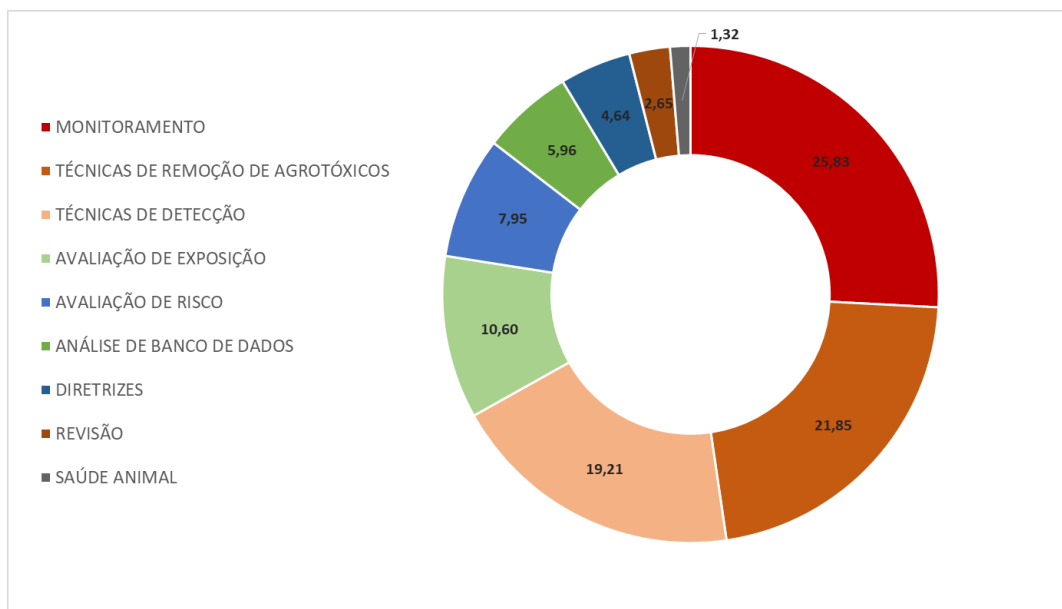
Redefinindo a busca com as mesmas palavras constando apenas no título do artigo, foram identificados 150 artigos em mais de 30 países. Estas pesquisas foram classificadas em categorias considerando o objetivo principal dos trabalhos.

É possível verificar que o monitoramento de agrotóxicos em água de consumo humano esteve presente na maior parte dos trabalhos, seguido por estudos que visavam ou aprimorar métodos de remoção dessas substâncias em sistemas de tratamento de água ou métodos de detecção de agrotóxicos em água (Fig. 4).

Dos estudos que executaram monitoramento de agrotóxicos em água de consumo, todos detectaram as substâncias investigadas e 20,5% identificaram agrotóxicos acima dos seus respectivos padrões de potabilidade como Canadá, Estados Unidos, Inglaterra,

Holanda e Japão, ou acima dos limites definidos pela União Europeia (Brasil; Paquistão e Vietnã).

**Figura 4.** Distribuição dos temas de pesquisa dos artigos avaliados (n=150)



Fonte: Elaboração própria.

Toccalino *et al.*, (2014) trabalharam com os dados de monitoramento de água subterrânea nos EUA os quais registraram 83 agrotóxicos em poços urbanos e rurais entre 1993-2011. Como resultado, 53% das amostras analisadas em todo o país apresentaram resíduos de agrotóxicos, sendo os mais frequentes Atrazina, Simazina, Metolaclor e Prometrina. Do total de substâncias, 73 não estavam reguladas em água de consumo humano pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA).

Avaliando a presença de fármacos e agrotóxicos em água subterrânea de consumo humano, pesquisadores canadenses quantificaram 15 princípios ativos em 17 localidades da província de Quebec (HUSK *et al.*, 2019); Cafeína, Atrazina, e Naproxeno foram as substâncias com maior frequência de detecção. Na Holanda, Swartjes *et al.*, (2020) avaliando medidas de redução de escoamento de agrotóxicos, detectaram de forma mais frequente o herbicida BAM (2,6-dichlorobenzonitrile), Bentazol, Mecoprop e DEET (N,N-Diethyl-meta-toluamide) em água subterrânea.

Também foram encontrados agrotóxicos em água subterrânea numa região produtora de grãos no nordeste da China (HUANG *et al.*, 2019). Os autores avaliaram 56 agrotóxicos em 30 pontos de monitoramento, sendo 36 quantificados. Organofosforados

e Carbamatos foram quantificados em maiores concentrações; os autores também avaliaram o risco à saúde e concluíram que representaram risco médio para crianças. De forma semelhante, agrotóxicos de uso proibido e em uso atual foram detectados em diferentes mananciais do Reino Unido, ultrapassando inclusive os valores de referência para potabilidade da água (CASTLE *et al.*, 2018; CUI *et al.*, 2020).

No Brasil, ainda que com monitoramentos mais escassos, esse cenário se repete. Castro Lima *et al.*, (2020) avaliaram a concentração de 23 agrotóxicos na bacia do Rio Guaporé, RS. Os autores identificaram altas concentrações de herbicidas (2,4-D, Atrazina e Simazina), fungicidas (Carbendazim, Tebuconazol, Epoxiconazol), e inseticidas (Imidacloprido); a concentração variou de acordo com a área plantada e a cultura, sendo maior nas áreas de plantação de soja e outros grãos. No mesmo estado, Caldas *et al.*, (2019) detectaram 22 agrotóxicos, sendo a Atrazina o de maior frequência e concentração.

Pesquisadores do Paraná avaliaram a distribuição espacial de resíduos de 65 agrotóxicos em 17 pontos nos mananciais superficiais; Atrazina, Desethylatrazina, Terbutylazina foram detectados em mais 80% dos pontos, tendo a Atrazina uma ocorrência acima do padrão de potabilidade após evento chuvoso (DELLA-FLORA *et al.*, 2019). Resultados semelhantes de detecção e quantificação de agrotóxicos, sobretudo da Atrazina, foram obtidos em outros estados como Ceará (SOUSA *et al.*, 2016); Pará (PIRES *et al.*, 2020) e Santa Catarina (CARMO *et al.*, 2020).

No estado de São Paulo, agrotóxicos foram quantificados mesmo em bacias hidrográficas com apenas 11% de ocupação agrícola. Barizon *et al.*, (2020) detectaram com elevada frequência sete agrotóxicos no rio Camanducaia (UGRHI-5). O relatório da Cetesb (2019) apresentou dados importantes sobre a ocorrência de diversos agrotóxicos em seus pontos de monitoramento. A maior concentração foi encontrada nos meses chuvosos, de novembro a fevereiro, que coincide com os meses de maior aplicação no estado. Diurom; Hexazinona; Atrazina; Tebutiurom e Imidacloprido estiveram presentes em mais de 60% das amostras.

Analisando diversos parâmetros da qualidade da água da Represa de Barra Bonita, Buzelli e Cunha-Santino (2013) relacionaram a alta concentração de Nitrogênio e Fósforo à ocupação do solo no entorno da represa. A ausência de mata ciliar combinada com a intensificação da atividade agrícola, sobretudo da cana-de-açúcar que ocupa as margens dos rios Sorocaba e Piracicaba, contribuíram para a presença desses fertilizantes no reservatório.

A partir de um diagnóstico socioeconômico e produtivo, Schneider e Costa (2013) identificaram 36 agrotóxicos sendo utilizados na sub-bacia do rio Pirapora, alguns deles compostos por Metamidofós, com uso proibido no Brasil desde 2011. Os autores ainda identificaram que a maior parte dos agricultores não recebia instruções de uso e desconheciam os riscos à saúde que tais substâncias podem apresentar.

Veiga (2017), avaliando duas captações de abastecimento público na sub-bacia do Rio Pirapora, além do levantamento de mais de 20 agrotóxicos sendo utilizados na área de recarga, identificou fontes pontuais de risco de contaminação, como lavadouros de legumes e formas improvisadas de irrigação.

Dessa forma, seja um cenário global, nacional ou regional, resíduos de agrotóxicos têm sido detectados em mananciais de interesse público, uma vez que independente da concentração, essas substâncias podem estar relacionadas a diversos desfechos de saúde (DUTRA E FERREIRA 2017; IBAÑEZ *et al.*, 2019).

## ***2.2 Vigilância da Qualidade da água de consumo humano***

*Deverá observar minuciosamente todas essas coisas, indagará da natureza das águas, procurará saber si aquellas de que se servem são lodosas, e leves ou pesadas, se brotam do seio da terra ou de rochedos, ou se são salinas ou refractarias (Hipócrates. Tratado sobre os ares, as águas e os lugares, 1930, pg. 3.)*

O acesso à água potável e ao saneamento é um direito humano<sup>3</sup>, o qual deve ser garantido a todas as pessoas por meio de políticas públicas e de investimentos nas áreas de habitação, saneamento e saúde. Sua distribuição deve ocorrer de forma segura, suficiente e acessível visando a proteção da saúde humana independente das condições econômicas e sociais da população.

A água enquanto elemento determinante para o processo saúde-doença é reconhecida desde a Grécia Antiga com registros nos textos Hipocráticos. A partir dos séculos XIX e XX e à medida que os estudos evidenciavam mais claramente essa associação (como Jonh Snow, Louis Paster entre outros), sistemas de abastecimento de água na Europa iniciaram processos básicos de tratamento com filtração e cloração como formas de prevenir a contaminação da água (FREITAS *et al.*, 2005).

---

<sup>3</sup> Resolução 64/292-2010 e Resolução 70/169-2015 - Assembleia Geral da ONU

Se inicialmente as preocupações quanto ao fornecimento de água consideravam sobretudo a presença de organismos patogênicos, atualmente inclui a presença de químicos, hormônios, metais, entre outros contaminantes emergentes (VAN DEN BERG *et al.*, 2019). Embora os processos de tratamento e distribuição da água potável têm buscado acompanhar a complexidade de interações de substâncias e microrganismos presentes nos mananciais, tratamentos sofisticados podem implicar custos que inviabilizam sua implementação e não interferem na fonte de poluição.

Nesse sentido, a Organização Mundial da Saúde (OMS) através dos *Guidelines for Drinking-Water Quality*, fornece periodicamente diretrizes básicas para os processos de tratamento e distribuição da água potável, além de orientações para o estabelecimento de políticas e ações de saneamento que visem uma estrutura abrangente de avaliação e gerenciamento preventivo de riscos à saúde.

Estes guias também propõem a implementação de métodos para a gestão integrada da qualidade da água, como o Plano de Segurança da Água (PSA). Abordagens de visão sistêmica têm demonstrado que as avaliações e gerenciamento integrado do risco organizam o processo de trabalho tanto das empresas de abastecimento de água, quanto dos órgãos reguladores e contribuem de forma mais efetiva para a proteção da saúde (SUMMERILL *et al.*, 2010; VILJOEN, 2010).

Os sistemas de abastecimento que adotaram essas estratégias têm apresentado melhores resultados quanto à gestão da qualidade da água, (SETTY *et al.*, 2017; BERISKIE *et al.*, 2017; KAYSER *et al.*, 2019).

De acordo com a OMS, a Vigilância da água potável requer

[...] um programa sistemático de coleta de dados e pesquisas, auditoria dos Planos de Segurança da Água, análise, inspeção sanitária, aspectos institucionais e comunitários. Deve cobrir todo o sistema de produção da água, incluindo fontes e atividades na bacia hidrográfica, infraestruturas de transmissão, tubulações ou não, estações de tratamento, reservatórios de armazenamento e sistemas de distribuição (WHO, 2017 pg.9).

No Brasil, a água para consumo humano é responsabilidade do Sistema Único de Saúde (SUS), e suas ações estão no âmbito do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA), que consiste no conjunto de ações adotadas continuamente pelas autoridades de saúde pública para garantir à população o acesso à água em quantidade suficiente e qualidade compatível com o padrão

de potabilidade estabelecido na legislação (BRASIL, 2021), como parte integrante das ações de promoção da saúde e prevenção dos agravos transmitidos pela água<sup>4</sup>.

A vigilância da qualidade da água tem por objetivo a promoção e proteção da saúde da população, implicando em uma atuação integrada e abrangente no contexto da produção e consumo da água potável, incluindo a gestão da bacia hidrográfica, a qualidade do manancial, a estação e processos de tratamento, a rede de distribuição, o fornecimento de água à população e seus impactos na saúde humana (VALENTIM *et al.*, 2012).

Dessa forma, o SUS além de publicar as normas de potabilidade da água, baseadas nos parâmetros da OMS, deve a partir das Vigilâncias Sanitárias e/ou Ambientais, legislar, executar, monitorar e atuar nas ações de produção, tratamento e distribuição da água para abastecimento, seja público (Sistemas de Abastecimento Público – SAA), privado de uso coletivo (Soluções Alternativas Coletivas - SAC) ou individuais (Soluções Alternativas Individuais – SAI).

As ações de vigilância da qualidade da água, apresentadas na Figura 5 referem-se ao (1) cadastro e inspeções dos sistemas desde a captação, tratamento e distribuição da água; (2) monitoramento sistemático por meio de coleta de amostras e análise da água quanto aos parâmetros básicos (coliformes totais, cloro residual livre, pH, turbidez, cor e fluoreto); (3) análise e interpretação das informações de qualidade dos mananciais, associando-as a possíveis impactos na água para consumo humano; (4) avaliação de relatórios da qualidade da água produzidos pelos sistemas de abastecimento; (5) análise do perfil epidemiológico da população, relacionando a ocorrência de agravos com o consumo da água<sup>5</sup>.

Todas as formas de abastecimento de água, bem como os trabalhos das vigilâncias devem seguir e atender ao disposto na portaria de potabilidade da água (BRASIL, 2021), instrumento jurídico normativo, com referências na OMS, que determina os parâmetros microbiológicos e físico-químicos de qualidade da água de consumo humano, seus valores máximos permitidos (VMP), bem como a periodicidade do monitoramento. Essa portaria passa por revisões periódicas de modo a rever valores e protocolos a partir de novos contextos e avaliações.

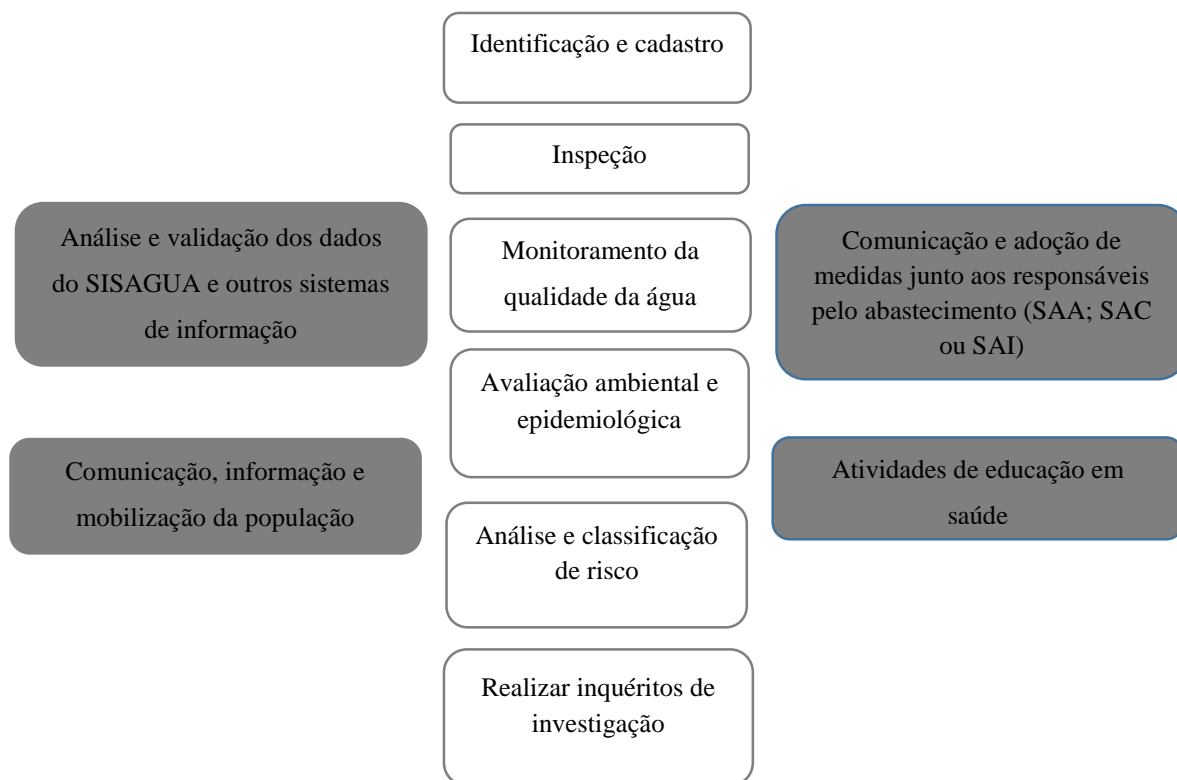
---

<sup>4</sup> <https://www.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigiagua> acessado em 6 de abril de 2020.

<sup>5</sup> Centro de Vigilância Sanitária – Secretaria de Estado da Saúde. [www.cvs.saude.sp.gov.br](http://www.cvs.saude.sp.gov.br) acessado em 6 de abril de 2020.



**Figura 5.** Atuação das vigilâncias municipais e estaduais no âmbito do VIGIAGUA.



Fonte: Adaptado de Queiroz et al., (2012) e Oliveira Junior et al., (2019).

Os parâmetros sujeitos ao monitoramento estão distribuídos entre os padrões microbiológicos, físico-químicos e organolépticos e cada um possui os valores de referência e periodicidade de monitoramento, variando entre análises diárias, semanais, mensais e semestrais. Os resultados dessas análises, feitas pelas empresas de abastecimento de água e pelas vigilâncias municipais, devem ser inseridos periodicamente no Sistema de Informação da Qualidade da água para consumo humano (SISAGUA). Entre os parâmetros a serem monitorados para a garantir a potabilidade da água estão os agrotóxicos.

A portaria de potabilidade da água (BRASIL, 2017), determinava o mínimo de 27 agrotóxicos analisados ao menos 2 vezes ao ano em três pontos possíveis: captação, saídas de tratamento e rede de distribuição. A publicação da nova portaria, que ocorreu em maio de 2021, incluiu novas substâncias, totalizando 40 princípios ativos (Tabela 1 e Figura 6). Esse aumento vem no sentido de buscar contemplar um cenário cada vez mais complexo de uso de agrotóxicos, como exposto anteriormente.

**Figura 6.** Evolução das normas de potabilidade da água no Brasil, e quantidade de agrotóxicos monitorados.



Fonte: Elaboração própria.

Além de apresentar um monitoramento mínimo exigido aos fornecedores de água para consumo humano, desde a Portaria 1469/2000 consta a importância das ações interinstitucionais. Para o parâmetro de agrotóxicos fica evidente a necessidade do setor da saúde e as empresas de abastecimentos se articularem com os órgãos da agricultura, meio ambiente e de recursos hídricos, de modo que Brasil (2017) artigo 41 § 5º já determinava que:

O plano de amostragem para os parâmetros de agrotóxicos deverá considerar a avaliação dos seus usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição, bem como a sazonalidade das culturas.

E Brasil (2021) no capítulo referente aos planos de amostragem, artigo 44, § 4º

As coletas de amostras para análise dos parâmetros de agrotóxicos deverão considerar a avaliação dos seus usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição, bem como a sazonalidade das culturas.

Esse parágrafo se refere à uma análise espaço-temporal de extrema relevância para os serviços de vigilância em saúde, definindo como área de abrangência a bacia

hidrográfica, não apenas o manancial aonde está localizada a captação. Considera também o aspecto da sazonalidade das culturas e por conseguinte da aplicação dos agrotóxicos, de tal modo que para o fornecimento de uma água segura, as empresas de abastecimento e as vigilâncias municipais devem identificar os pontos críticos da bacia e os períodos em que o manancial está mais vulnerável quanto ao risco de contaminação.

Contudo, um levantamento realizado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2018), apontou que os sistemas de abastecimento e as vigilâncias municipais não realizam o monitoramento de agrotóxicos de acordo com os usos da bacia, limitando-se apenas aos 27 agrotóxicos previstos na portaria com uma amostra semestral, com raríssimas exceções<sup>6</sup>.

A mesma situação foi verificada no estado de São Paulo, Valentim *et al.*, (2019) apresentaram os resultados do monitoramento de agrotóxicos referentes aos 2 mil pontos de abastecimento público cadastrados no SISAGUA entre os anos de 2014 a 2018. No período foram realizados mais de 400 mil análises referentes aos 27 agrotóxicos que constavam na portaria (BRASIL, 2017).

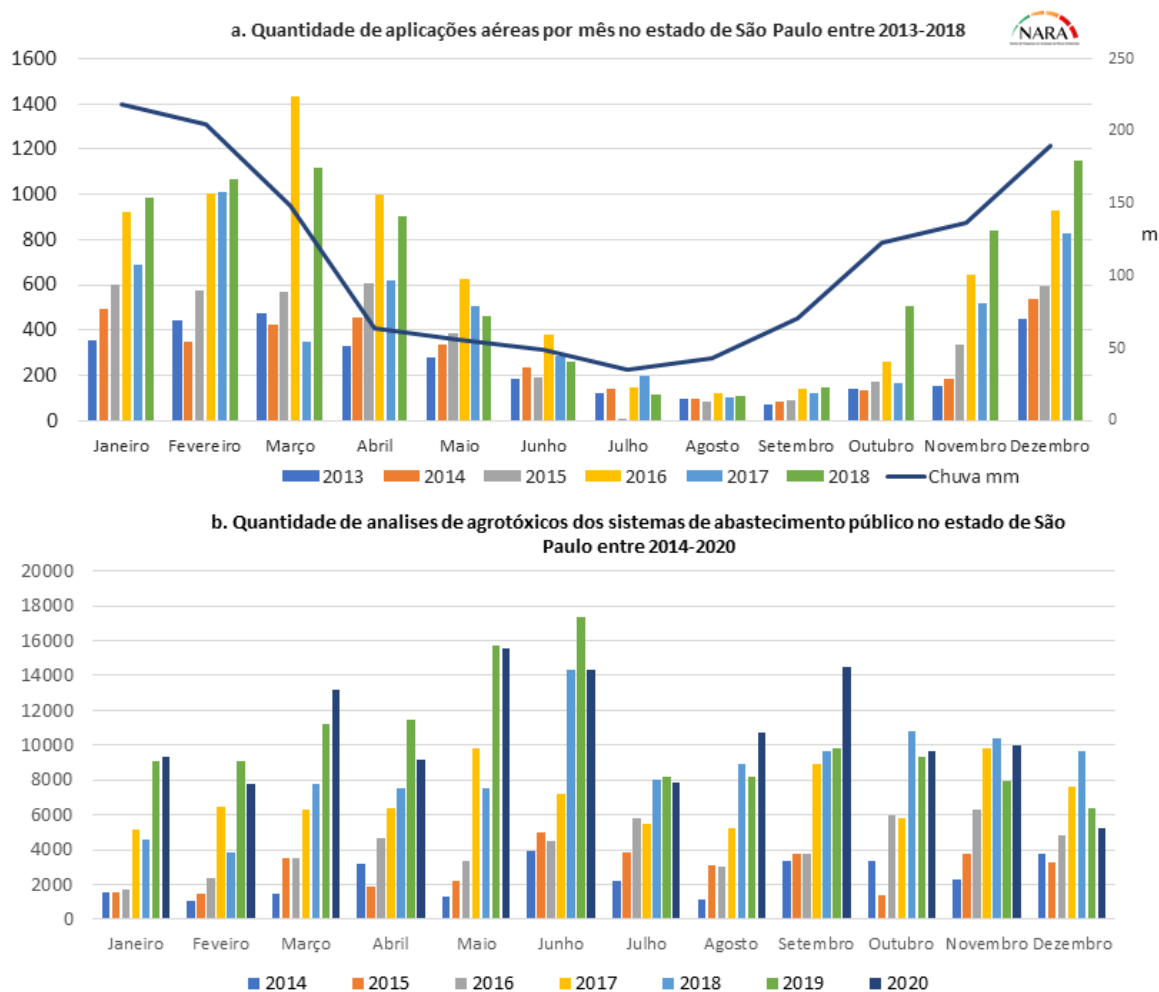
Isso decorre de uma série de dificuldades, tanto dos operadores dos sistemas, como das próprias Vigilâncias, que raramente possuem informações públicas ou acessíveis sobre uso de agrotóxicos nas bacias de abastecimento ou recursos tecnológicos que possam subsidiar a tomada de decisões e planos de monitoramento mais condizentes com realidades cada vez mais complexas (FREITAS *et al.*, 2005; QUEIROZ *et al.*, 2012; VALENTIM *et al.*, 2012; SANTOS 2016; VASCONCELOS *et al.*, 2016.).

A figura 7 apresenta a avaliação dos dados de monitoramento de agrotóxicos no estado de São Paulo (BRASIL, 2020), é possível identificar as coletas de amostras de água concentram-se nos meses de estiagem, de maio a julho, o que não condiz com o período de maior aplicação o qual corresponde aos meses de novembro a fevereiro (CETESB, 2019; ARIADNE 2020). Embora a aplicação aérea de agrotóxicos corresponda em média apenas a 12% do total de aplicações de agrotóxicos no estado de São Paulo (PROHUMA, 2019), é uma das formas que apresenta maior risco de deriva para os mananciais.

---

<sup>6</sup> Portaria Estadual RS nº 320/2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Rio Grande do Sul.

**Figura 7.** Comparação da distribuição temporal da pulverização aérea de agrotóxicos (a) e das coletas de água para análise de agrotóxicos no estado de São Paulo (b).



Fonte: 7a. Ariadne, 2020; 7b. Elaboração própria a partir dos dados do SISAGUA (Brasil, 2020)

Dessa forma, é possível observar que além de um número reduzido de substâncias analisadas, as lacunas entre a dinâmica agrícola e a capacidade de monitoramento aumentam os níveis de incerteza envolvendo a ocorrência de agrotóxicos em água para consumo humano.

As dificuldades de monitoramento resultam da ausência de dados públicos de aplicação de agrotóxicos, de metodologias analíticas, e custo das análises, seja pelas empresas de abastecimento ou pelo SUS, visto que com um número cada mais maior de substâncias químicas sendo usadas, torna-se praticamente inviável analisar todos os princípios ativos eventualmente presentes numa bacia hidrográfica.

Outro aspecto bastante questionável do monitoramento refere-se aos Valores Máximos Permitidos (VMP), uma vez que a portaria de potabilidade nacional baseia-se

na análise de risco e usando como referência valores estabelecidos em legislações de outros países e as recomendações da OMS. Já a União Europeia define seus limites com base no Princípio da Precaução, o qual determina que se não há consenso científico sobre os riscos de uma substância à saúde a mesma não deve estar presente na água<sup>7</sup>.

A tabela 1, apresenta um resumo de informações sobre os agrotóxicos presentes na portaria de potabilidade (BRASIL 2017), e os da portaria atual (BRASIL 2021), incluindo os VMP, culturas autorizadas critério PBT, entre outros. É possível observar que durante o processo de revisão houve um acréscimo de novas substâncias e a redução dos VMP para alguns agrotóxicos. Conforme exposto anteriormente, ainda que legislações mais restritivas sejam importantes na busca de uma água segura, estas por si só também não garantem a segurança da água se não houver uma avaliação integrada dos riscos dos mananciais de abastecimento.

Vale salientar que as liberações de novos agrotóxicos e a expansão do seu uso têm ocorrido em ritmo muito mais acelerado do que a capacidade de estruturação analítica dos laboratórios de saúde pública e da elaboração de planos de amostragem pautados em informações públicas de aplicação de agrotóxicos.

Deve ser destacado ainda que além de não representar maior segurança da água de abastecimento público, o aumento do número de agrotóxicos na lista de monitoramento aumenta de forma significativa os custos econômicos envolvidos, em um contexto de redução drástica dos recursos públicos destinados ao sistema público de saúde no Brasil.

O monitoramento da qualidade da água, embora importante, é apenas um dos instrumentos de avaliação da situação dos mananciais, mas não deve ser o único, visto que captura um momento que já é passado. A OMS alerta que a vigilância da qualidade da água não deve se limitar à análise desses dados, tomar decisões apenas pelo resultado de monitoramento é considerado *too little, too late* (WHO, 2015), de modo que as ações de regulação e fiscalização devem estar voltadas para a análise integrada da bacia hidrográfica.

Uma das responsabilidades das Vigilâncias Sanitárias/Ambientais é a identificação dos cenários de risco, avaliação do risco e a comunicação. Para tanto, a

---

<sup>7</sup> Pesticide residues in water as ruled by EU legislation. <https://www.pan-europe.info/old/Archive/publications/water.htm>

articulação com outras instituições constitui rotina necessária para o delineamento dos fatores de risco e das ações de mitigação e prevenção.

É nesse sentido que instrumentos de avaliação de riscos integrados visam trazer para as rotinas de vigilância e controle da qualidade da água dois princípios básicos das políticas de saúde, quais sejam, a Prevenção e a Precaução. Desse modo, a importância da gestão integrada e do uso de tecnologias para os serviços de vigilância emergem como ferramentas necessárias para uma gestão mais otimizada e efetiva na prevenção de riscos.

Parâmetro	VMP (µg/L) Anexo XX PCR 05/2017	VMP (µg/L) Minuta	VMP (µg/L) GM-MS 888/2021	Culturas Autorizadas	Ranking ToxPi (ESP)	Critério Ambienta I PBT	Periculosidade Ambiental (IBAMA)	Classificação ANVISA	Reclassificação ANVISA 2019	Carcinogenicidade IARC/USEPA	Prod. Form .
2,4D - 2,4,5,T	30	30	30	(13) Milho, Cevada, Soja, Arroz, Aveia, Algodão, Sorgo, Trigo, Centeio, Pastagem, Cana-de-açúcar, café	6°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	I - Extremamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	2B/-	38
Alacloro	20	20	20	(7) Girassol, Soja, Café, Algodão, Cana-de-açúcar, Milho, Amendoim	18°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - Improvável de causar dano	-	2
Aldicarbe +	10	10	10	(3) Citros, cana-de-açúcar, café	64°	PBT	-	I - Extremamente Tóxico	-	3/-	-
Aldrin+Dieldrin	0,03	0,03	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Ametrina	-	-	60	(9) Mandioca, algodão, uva, abacaxi, café, citros, cana-de-açúcar, banana, milho	60°	PBT	III- Produto Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	30
Atrazina + metabólicos	2	3	2	(6) Sorgo, Abacaxi, Milho, Milheto, Cana-de-açúcar, Soja	5°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	3/-	74
Carbendazim + benomil	120	120	120	(9) Algodão, Milho, Soja, Maça, Arroz, Citros, Feijão, Cavada, Trigo	11°	PBT	III- Produto Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - Improvável de causar dano	-	38
Carbofurano	7	7	7	-	15°	PBT	-	I - Extremamente Tóxico	-	3/-	-
Ciproconazol	-	-	30	(20) Arroz, Aveia, Melão, Milho, Trigo, Girassol, Uva, Algodão, Alho, Cevada, Maça, Melancia, Pêssego, Algodão, Figo, Café, Sorgo, Goiaba, Cana-de-açúcar	58°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - improvável de causar dano	-	22
Clordano	0,2	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Clorotalonil	-	-	45	(53) Brócolis, feijão, Mandioca, batata, nabo, melão, milho, sorgo, abóbora, couve, beterraba, grão de bico, repolho, soja, berinjela, cenoura, centeio, citros, mamão, lentilha, alface, Soja, amendoim, ervilha, arroz, café, tomate, cebola, melancia, gengibre, pimentão, pepino, abobrinha, algodão	10°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	III - Moderadamente Tóxico	2B/-	56
Clorpirifós +clorpirifos-oxon	30	10	30	(23) Sorgo, Milho, Citros, Algodão, Banana, Café, Pastagens, Trigo, Aveia, Cevada, Feijão, Maça, Soja, Pastagem, Tomate, Amendoim, Grão-de-Bico, Algodão, Ervilha, Centeio, Triticale, Batata	110°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	III - Moderadamente Tóxico	-	26
DDT+DDD+DDE	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Difenoconazol	-	-	30	(74) Uva, girassol, abacate, lentilha, feijão, cacau, estévia, pitanga, figo, sorgo, beterraba, citros, mamão, nectarina, trigo, cana-de-açúcar, abóbora, batata, café, caqui, melão, banana, cenoura, coco, milho, soja, abobrinha, ameixa, maça, alface, aveia, pepino, grão-de-bico, guaraná, romã, almeirão, mostarda, acerola, seriguela, abacaxi, kiwi, acelga, amora, chicória, mirtilo, carambola, mangaba, espinafre, azeitona, tomate, alho, caqui, ervilha, cupuaçu, rúcula, caju, cebola, pêssego, morango, abobrinha algodão, arroz, cevada, manga, melancia, pimentão	-	-	II-Produto Muito Perigoso	I- Extremamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	28
Dimetoato+	-	-	1,2	(5) Citros, Tomate, Trigo, Maça, Algodão	48°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	3
Diuron	90	40	20	(12) Cacau, Trigo, Uva, Alfafa, Citros, Milho, Algodão, Café, Soja, Abacaxi, Cana-de-açúcar, Banana	52°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	57
Epoxiconazol	-	-	60	(16) Aveia, Cacau, Girassol, Soja, Mandioca, Algodão, Cevada, Sorgo, Banana, Cana-de-açúcar, Café, Trigo, Amendoim, Arroz, Feijão, Milho	70°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	23
Fipronil	-	-	1,2	(14) Algodão, Milho, Pastagem, Arroz, Batata, Feijão, Soja, Trigo, Girassol, Sorgo, Soja, Amendoim, Cevada, Cana-de-açúcar	9°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	III - Moderadamente Tóxico	-	64
Flutriafol	-	-	30	(61) Abacate, Abacaxi, Abóbora, Abobrinha, Algodão, Alho, Amendoim, Arroz, Aveia, Banana, Batata, Berinjela, Beterraba, Cacau, Café, Cana-de-açúcar, Canola, Cará, Cebola, Centeio, Cevada, Chuchu, Citros, Cupuaçu, Ervilha, Feijão, Gengibre, Gergelim, Girassol, Grão de bico, Guaraná, Inhame, Jiló, Kiwi, Lentilha, Linhaça, Maça, Mamão, Mandioca, Manga, Maracujá Maxixe, Melancia, Melão, Milho, Nabo, pepino, pimenta, pimentão, quiabo, rabanete, romã, soja, tomate, trigo, triticale	103°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	25
Endosulfan	20	20	Excluído	-	29°	PBT	-	I - Extremamente Tóxico	-	-	-
Glifosato + AMPA	500	500	500	(68) Abacate, Abacaxi, açaí, algodão, ameixa, amendoim, anonáceas, arroz, aveia, azavém, banana, batata, beterraba, cacau, café, caju, cana-de-açúcar, caqui, cará, carambola, Castanha-do-Pará, cenoura, centeio, cevada, citros, coco, cupuaçu, ervilha, feijão, figo, gengibre, goiaba, grão-de-bico, guaraná, inhame, kiwi, lentilha, maça, macadâmia, mamão, mandioca, manga, mangaba, maracujá, marmelo, milho, nabo, nectarina, nêspera, pastagem, pêra, pêssego, pinhão, pupunha, rabanete, romã, soja, sorgo, trigo, triticale, uva	113°	PBT	III- Produto Perigoso	IV - Pouco Tóxico	V - improvável de causar dano	2A/-	61
Hidroxi-Atrazina	-	-	120	-	-	-	-	-	-	-	-
Lindano	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Malationa	-	-	60	(24) Alface, Algodão, Arroz, Berinjela, Brócolis, Cacau, Café, Citros, Couve, Couve-flor, Feijão, Maça, Milho, Morango, Pastagem, Pepino, Pêra, Pêssego, Repolho, Soja, Sorgo, Tomate, Trigo	56°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	2A/-	11

Mancozebe	180	8	8	(49) Abacate, Abóbora, Alface, Algodão, Alho, Amendoim, Arroz, Aveia, Banana, Batata, Berinjela, Beterraba, Brócolis, Café, Cana-de-açúcar, Cebola, Cenoura, Centeio, Cevada, Citros, Couve, Couve-flor, Ervilha, Feijão, Figo, Maçã, Mamão, Manga, Maracujá, Melancia, Melão, Milheto, Milho, Pepino, pêra, pêssego, pimentão, repolho, Soja, sorgo, tomate, trigo, triticale, uva	-	-	III- Produto Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - improvável de causar dano	-	79
Metamidofós+	12	14	7	-	23°	PBT	-	I - Extremamente Tóxico	-	-	-
Metolaclor	10	10	10	(3) Soja, Cana-de-açúcar, Milho	43°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	4
Metribuzim	-	-	25	(8) Tomate, Aspargo, Mandioca, Trigo, Café, Batata, Cana-de-açúcar, Soja	39°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	13
Molinato	6	6	6	(1) Arroz	-	-	-	II- Altamente Tóxico	-	-	-
Paraquate	-	-	13	-	-	-	II-Produto Muito Perigoso	I - Extremamente Tóxico	I - Extremamente Tóxico	-	4
Parationa Metilica	9	Excluído	Excluído	-	75°	PBT	-	I - Extremamente Tóxico	-	3	-
Pendimetalina	20	Excluído	Excluído	(12) Feijão, Alho, Milho, Amendoim, Café, Cana-de-açúcar, Soja, Arroz, Batata, Algodão, Cebola, Trigo	-	-	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	3
Permetrina	20	Excluído	Excluído	(14) Citros, Couve, Milho, Arroz, Couve-flor, Feijão, Soja, Tomate, Algodão, Café, Uva, Milheto, Repolho, Trigo	25°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	3	11
Picloram	-	-	60	(4) Arroz, Pastagens, Trigo, Cana-de-açúcar	31°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	I - Extremamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	3	57
Profenofós	60	30	0,3	(23) Algodão, Amendoim, Batata, Café, Canola, Cebola, Ervilha, Feijão, Girassol, Grão de Bico, Lentilha, Mandioca, Melancia, Milho, Pepino, Repolho, Soja, Tomate, Trigo	32°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	5
Propargito	-	-	30	(10) Maçã, soja, morango, citros, café, morango, algodão, tomate, café	20°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	III - Moderadamente Tóxico	-	6
Protioconazol+	-	-	3	(8) Algodão, soja, cevada, feijão, girassol, milho, trigo, soja	-	-	II-Produto Muito Perigoso	IV - Pouco Tóxico	V - improvável de causar dano	-	9
Simazina	2	2	2	(10) Abacaxi, Sorgo, Cana-de-açúcar, citros, maçã, café, banana, milho, cacau, uva	98°	PBT	III- Produto Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - improvável de causar dano	3	17
Tebuconazol	180	180	180	(73) Abacaxi, Abóbora, Abobrinha, Acelga, Acerola, Alface, Algodão, Alho, Almeirão, Ameixa, Amendoim, Arroz, Aveia, Banana, Batata, Berinjela, Beterraba, Brócolis, Cacau, Café, Cana-de-açúcar, Caqui, Cebola, Cenoura, Centeio, Cevada, Chalota, Chicória, Chuchu, Citros, Coco, Couve, Couve-flor, Ervilha, Feijões, Figo, Goiaba, Grão-de-bico, Inhamo, Jiló, Lentilha, maçã, mamão, mandioca, manga, maracujá, maxixe, melancia, melão, milheto, milho, morango, mostarda, nabo, nectarina, nêspera, pepino, pêra, Pêssego, pimentão, rabanete, repolho, serigueta, soja, sorgo, tomate, trigo, triticale, uva	83°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	IV - Pouco Tóxico	IV - Pouco Tóxico	-	70
Terbufós	1,2	1,2	1,2	(7) Algodão, cana-de-açúcar, amendoim, banana, milho, café, feijão	-	-	II-Produto Muito Perigoso	I - Extremamente Tóxico	II- Altamente Tóxico	-	1
Tiametoxam	-	-	36	(43) Abacaxi, abobrinha, agrião, alface, algodão, alho, alho-poró, amendoim, arroz, aveia, batata, berinjela, café, cana-de-açúcar, cebola, cebolinha, cevada, citros, coentro, ervilha, feijão, figo, girassol, maçã, mamão, mandioca, manga, melancia, melão, milho, morango, palma forrageira, pastagem, pepino, pêssego, pimentão, repolho, Soja, Sorgo, Tomate, Trigo, uva	-	-	III- Produto Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - improvável de causar dano	-	25
Tiodicarbe	-	-	90	(15) Amendoim, Milheto, Soja, Sorgo, Café, Centeio, Cevada, Trigo, Arroz, girassol, aveia, cana-de-açúcar, feijão, algodão, cevada, milho	-	-	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	II- Altamente Tóxico	-	22
Tiram	-	-	6	(14) Soja, algodão, cevada, batata, arroz, pastagens, amendoim, cana-de-açúcar, ervilha, milho, aveia, sorgo, feijão, trigo	17°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	II- Altamente Tóxico	V - improvável de causar dano	3	9
Trifluralina	20	45	20	(30) Citros, ervilha, cenoura, feijão, mandioca, grão-de-bico, vagem, alho, arroz, couve-flor, algodão, amendoim, cana-de-açúcar, couve, aveia, cebola, quiabo, lentilha, triticale, milho, pimentão, repolho, trigo, cevada, centeio, berinjela, girassol, soja, tomate	2°	PBT	II-Produto Muito Perigoso	III-Mediamente Tóxico	V - improvável de causar dano	3	8
Fonte				MONOGRAFIAS - ANVISA <a href="https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acesoainformacao/dadosabertos/informacoes-analiticas/monografias-de-agrotoxicos">https://www.gov.br/anvisa/pt-br/acesoainformacao/dadosabertos/informacoes-analiticas/monografias-de-agrotoxicos</a>	ARIADNE	ARIADNE	AGROFIT	ARIADNE	AGROFIT	ARIADNE	AGROFIT

Tabela 1. Agrotóxicos previstos na portaria de potabilidade da água (anterior e vigente), culturas autorizadas, ranking ToxPi para o Estado de São Paulo e características ambientais e toxicológicas. Elaboração própria.

Legenda:   Parâmetro inserido na nova portaria/   Parâmetro excluído na nova portaria

Critério Ambiental PBT: Persistência/Bioacumulação/Toxicidade (Não excede/ Excede/ Excede muito)



### ***2.3 SWAT e gestão integrada de Bacias Hidrográficas***

*Art. 20. As bacias hidrográficas constituem-se em unidades básicas de planejamento do uso, da conservação e da recuperação dos recursos naturais (Lei 8.171/1991 – Política Agrícola Nacional).*

A bacia hidrográfica é uma unidade territorial delimitada por uma rede de drenagem que conflui para um único ponto de saída de escoamento, seu exutório. Dessa forma, todas as atividades na área da bacia podem impactar os mananciais tanto no volume quanto na qualidade da água do canal principal e de seus tributários (TUDINSI, TUDINSI, 2016).

A importância do uso sustentável das bacias hidrográficas e das ações de zoneamento visando a preservação dos mananciais e do ecossistema aquático equilibrado como forma de aprimorar a qualidade da água, tanto para consumo humano, quanto para a agricultura, está presente em legislações de todo o mundo como EUA (CleanWater Act, 1972), Austrália (National River Health Program and the Monitoring River Health, 1994), e União Europeia (Framework Directive, 2000). No Brasil, esses aspectos estão presentes na Política Agrícola Nacional (1991), na Política Nacional de Recursos Hídricos (1997) e, no estado de São Paulo com a Lei de Proteção dos Mananciais (1997).

No estado de São Paulo, dos pontos de monitoramento da qualidade dos mananciais para abastecimento, 51% foram classificados como regular, ruim ou péssimo (CETESB, 2019). Ainda que não represente um problema de saúde pública imediato, certamente são resultados que exigem uma avaliação da bacia hidrográfica, das fontes poluidoras, das condições de preservação dos mananciais e de ações de mitigações possíveis de serem realizadas para a manutenção do fornecimento de uma água segura.

Para um gerenciamento integrado da bacia hidrográfica visando a prevenção da contaminação da água, se faz necessário a inclusão de geotecnologias para melhor caracterização ambiental das bacias, monitoramento do ciclo hidrológico, e previsão de cenários de contaminação para a ação antecipada e preventiva de forma a se evitar a contaminação ou planejar alternativas de abastecimento em caso de risco à saúde da população.

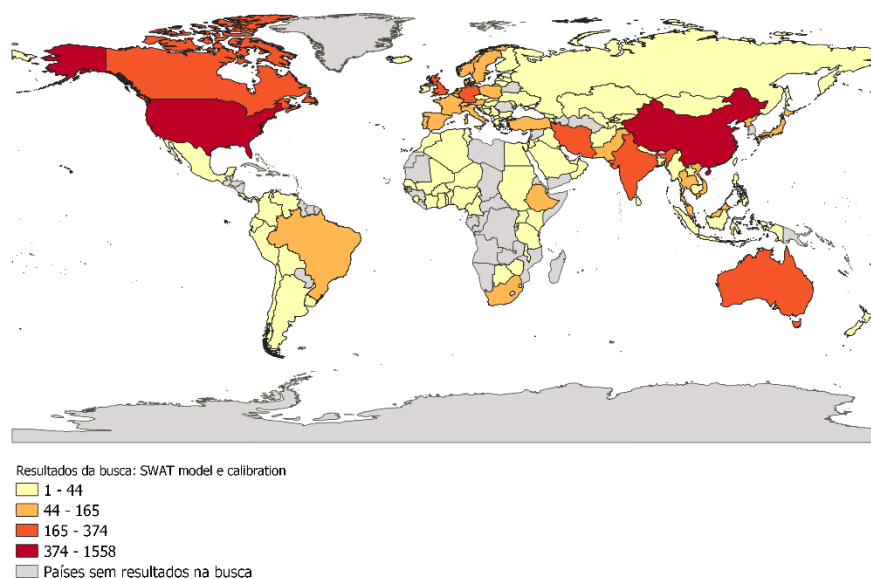
Devido à complexidade na identificação e solução dos problemas ambientais, durante as últimas décadas, foram desenvolvidas tecnologias capazes de agregar funcionalidades de análises integradas de diversos fatores de risco ambiental. Os modelos matemáticos são elaborados não só para identificar um processo de contaminação

ambiental, mas, sobretudo para estimar, a partir de cenários, os riscos dessa contaminação (BLAINSKI *et al.*, 2017).

O SWAT (*Soil Water Assessment Tool*), entre diversos outros modelos, foi desenvolvido para a análise hidrológica e ambiental de bacias hidrográficas, que apresenta ampla aplicação como ferramenta de avaliação dos impactos do uso do solo, das mudanças climáticas, e das boas práticas agrícolas no equilíbrio hidrológico e apresenta eficiência validada para a simulação desses e outros processos físicos (ARNOLD *et al.*, 2012; ABBASPOUR *et al.*, 2015; KOUCHI *et al.*, 2017; WALLACE *et al.*, 2018).

Recentemente, em alguns países, vem ganhando destaque as pesquisas aplicando o SWAT para simulação de dados de qualidade da água, sobretudo nos quais existem monitoramento de variáveis qualitativas. Em busca realizada na plataforma *Scopus*, com as palavras chave *SWAT Model* e *Calibration*, entre os anos de 2014 a junho de 2020, foram registrados mais de 4 mil artigos científicos distribuídos em mais de 120 países, sendo EUA (1558); China (1213) e Canadá (374) os países com maior número de publicações; o Brasil apareceu em 11º com 143 publicações (Fig. 8).

**Figura 8.** Distribuição mundial da produção científica referente à aplicação do SWAT.



Fonte: Elaboração própria

Chen *et al.*, (2017), aplicaram o SWAT para avaliar o escoamento de agrotóxicos na bacia dos rios Sacramento e São Joaquim, na Califórnia. A partir de dados observáveis de aplicação de Diurom na bacia, os resultados da simulação apontaram que o inverno foi

o período de maior transporte da substância para os mananciais, e que houve uma correlação entre o escoamento, precipitação e vazão.

Abbasi *et al.*, (2019), utilizaram o SWAT para avaliar o transporte de sedimentos e de agrotóxicos na bacia hidrográfica do rio Melewa, Quênia. Os autores concluíram que apesar de superestimar algumas concentrações de agrotóxicos nos mananciais, houve uma associação positiva entre os dados simulados e os mensurados em campo, com as maiores concentrações presentes entre os meses de maio e julho. Os autores ainda recomendaram a aplicação do SWAT para avaliação do transporte de sedimentos e agroquímicos nas bacias hidrográficas.

Mesmo com dados insuficientes para calibração, o SWAT foi aplicado em 27 bacias nos EUA para estimar a exposição aquática ao herbicida Atrazina (WINCHELL *et al.*, 2017). Com dados observáveis de uso da substância, os autores concluíram que o SWAT não calibrado foi capaz de estimar as concentrações máximas anuais do agrotóxico. Os autores ainda salientaram que a magnitude da super ou subpredição foi menor que um fator de 2, indicando que o modelo é um método capaz de prever a exposição aquática necessária para apoiar a tomada de decisão regulatória de agrotóxicos.

Resultado semelhante foi obtido por Janney e Jenkins (2019), que aplicaram o modelo SWAT para avaliar o transporte de Atrazina para os mananciais de uma bacia hidrográfica de uso agrícola no Oregon, EUA. As concentrações de Atrazina simuladas pelo SWAT, estiveram de acordo com os dados mensurados em campo, e condizente com os períodos de maior aplicação na cultura de milho.

Wang *et al.*, (2019), avaliando as pesquisas que aplicaram o SWAT para a simulação de agrotóxicos, apontam que estas se concentraram sobretudo nos EUA, em especial na região da Califórnia, que possui um banco de dados disponíveis de aplicação de agrotóxicos. Os autores também destacaram que o aumento de pesquisas avaliando a combinação de modelos e a avaliação de parâmetros mostra como as aplicações qualitativas são uma tendência dos usuários SWAT.

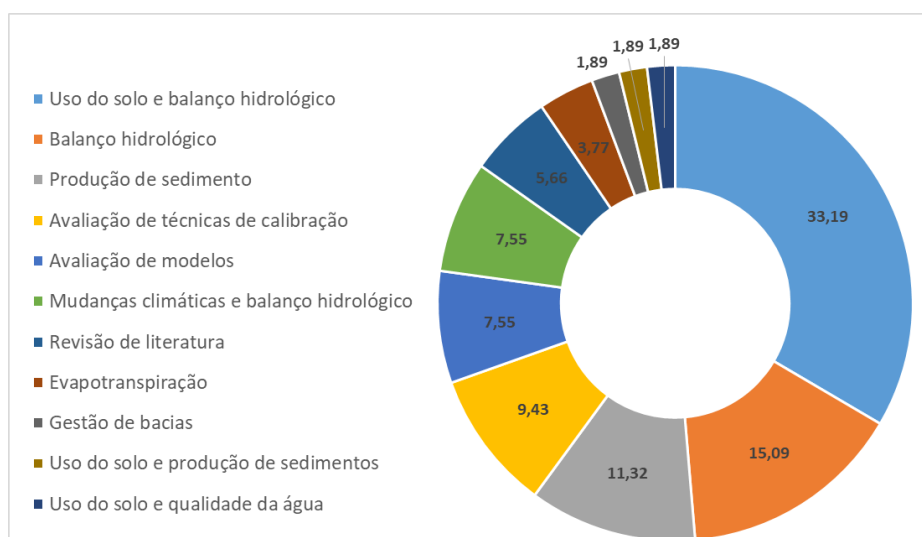
Avaliando a produção no Brasil, de acordo com a busca acima, dos 143 artigos listados 44% utilizaram o SWAT, enquanto os 56% dividiram-se na aplicação de 15 modelos distintos. Das aplicações SWAT, 67% realizaram os processos de calibração e validação. A região brasileira com maior aplicação do modelo foi o Sudeste, seguido do Nordeste, Sul e Norte.

Quanto ao objetivo da aplicação SWAT (Figura 9), o maior número de trabalhos avaliou as alterações de cenários de uso do solo e o impacto no balanço hidrológico nas

bacias (33,2%), seguidos por avaliação do balanço hidrológico (15,1%) e produção de sedimentos (11,3%). Dos trabalhos que citaram limitações, estes se referiram sobretudo à escassez de dados de solo brasileiro e de monitoramento de vazão para aprimoramento do processo de calibração.

Vale destacar o pequeno número de trabalhos que utilizaram a ferramenta para avaliação da qualidade da água, apenas 1,89%. Entre outras razões, esse resultado pode estar relacionado à escassez ou ausência de monitoramento de variáveis qualitativas para a construção de dados de entrada para essa simulação.

**Figura 9.** Temas dos artigos brasileiros selecionados na busca



Fonte: Elaboração própria

As pesquisas nacionais dedicam-se principalmente a avaliar a eficiência do modelo SWAT em simular o balanço hidrológico das bacias hidrográficas, sua alteração a partir dos usos do solos, a produção de sedimentos e técnicas de calibração. Pereira et al., (2016) utilizaram o SWAT na bacia do rio Pomba (MG) e avaliaram sua capacidade de simular corretamente os volumes de precipitação e vazão, tanto mensais quanto diárias. Os autores obtiveram resultados satisfatórios no processo de calibração e indicaram a aplicação do SWAT para simulação dos processos físicos na bacia.

Resultados de calibração satisfatórios também foram obtidos por Da Silva *et al.*, (2018), os autores aplicaram o modelo SWAT para simular períodos de estiagem e de picos de vazão no rio São Francisco, MG. Avaliando métodos distintos de calibração Brighenti *et al.*, (2019), destacam que o aprimoramento da simulação está diretamente relacionado com as decisões nos processos de calibração.

Avaliando a eficiência do SWAT para simulação do balanço hidrológico na bacia do rio Paraná, Rafee *et al.*, (2019), com 32 anos de dados observados e 78 pontos de monitoramento de vazão encontraram resultados satisfatórios para diferentes coeficientes de eficiência no processo de calibração, indicando o modelo para avaliações futuras de cenários de uso e ocupação do solo na bacia.

O impacto de diversos cenários de uso e ocupação do solo foi avaliado por Oliveira *et al.*, (2018). Aplicando o SWAT para avaliação do balanço hidrológico na bacia do Rio Grande, MG, os autores concluíram que cenários de desmatamento apresentam aumento no escoamento superficial, diminuição no fluxo de base e de evapotranspiração quando comparado com cenário de maior preservação florestal.

Resultado semelhante foi obtido por Taffarello *et al.*, (2018) ao avaliarem o transporte de sedimentos, fósforo e nitrogênio no sistema Cantareira de abastecimento, em São Paulo. Cenários de reflorestamento e de boas práticas agrícolas apresentaram resultados melhores de qualidade da água. Simulando a substituição de pastagem por floresta; milho; e por solo exposto na bacia do rio São Francisco, Da Silva *et al.*, (2020) concluíram que o pior cenário para o balanço hidrológico foi o solo exposto e identificaram áreas críticas para a recuperação de vegetação natural.

Com aplicação de sensoriamento remoto Silva *et al.*, (2017) classificaram a bacia do Rio Una (SP) na UGRHI -10 a partir dos níveis de degradação do manancial. As sub-bacias com maior ocupação urbana apresentaram melhores condições do que aquelas ocupadas pela agricultura; os autores relacionaram o resultado com a infraestrutura de saneamento. Resultado semelhante foi obtido por Mello *et al.*, (2018) em outra região da mesma bacia, no Rio Sarapue, com mapeamento do uso do solo e análise de parâmetros básicos da qualidade da água, os autores concluíram que os trechos com maior cobertura vegetal apresentaram uma qualidade da água superior àqueles trechos com ausência de vegetação, e quanto à presença de nitrogênio e fósforo estes foram elevados nos trechos ocupados pela agricultura.

Dessa forma é possível observar a diversidade de aplicações do SWAT nos estudos de bacias hidrográficas. Embora as análises de qualidade da água ainda sejam incipientes (TAFFARELLO *et al.*, 2018), existe uma tendência importante de aprimoramento desses estudos, buscando por alternativas de modelos e métodos que possam gerar análises satisfatórias mesmo em regiões com pouca disponibilidade de dados de monitoramento (FAVA *et al.*, 2020).

Contudo, os avanços científicos e a busca por melhorias nas pesquisas envolvendo a modelagem hidrológica nem sempre são considerados para a gestão de bacias hidrográficas, sobretudo quando avaliados os Planos de Bacias (HAMEL *et al.*, 2020). Esse aspecto aponta para outro desafio da gestão integrada, qual seja, a aproximação não só entre os órgãos setoriais reguladores, mas também a consulta e a inclusão da pesquisa e da produção científica nos espaços de decisão e de políticas públicas.

### **3. OBJETIVOS**

Diante do exposto, o objetivo consiste em aplicar o modelo SWAT para a simulação de cenários de uso de agrotóxicos visando a avaliação da vulnerabilidade dos mananciais de abastecimento público.

#### ***3.1 Objetivos específicos***

1. Avaliar a aplicação do SWAT como ferramenta facilitadora para ações de proteção dos mananciais.
2. Simular cenários de uso de agrotóxicos e estimar resíduos nos mananciais de abastecimento.
3. Avaliar cenários de proteção e conservação dos mananciais e o escoamento de agrotóxicos.

### **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### ***4.1 Área de Estudo***

A área de estudo está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI – 10), localizada no centro-sudeste do Estado de São Paulo, constituída pela Bacia do Rio Sorocaba e de outros afluentes do Rio Tietê. Possui 11.829 km<sup>2</sup> e divisão em seis sub-bacias: Médio Tietê Inferior; Médio Tietê Médio; Baixo Sorocaba; Médio Sorocaba; Médio Tietê Superior e Alto Sorocaba (IPT, 2008).

Quanto às características físicas, os solos predominantes são os Latossolos Vermelhos, seguido pelos Argisolos Vermelho-Amarelo e Latossolos Vermelho-Amarelo (Fig. 10). O relevo é constituído por formação predominante de colinas e mares de morros com declividades de 6% a 20%, apresenta baixa suscetibilidade à erosão na região do Médio e Baixo Sorocaba, alta suscetibilidade no Alto Sorocaba e região de Piedade e média suscetibilidade em parte do Alto e Médio Sorocaba (RIBAS, 2010).

O clima da UGRHI – 10 é o Clima Subtropical de inverno seco (*Cwa*), no inverno apresenta temperaturas inferiores a 18°C e verão com temperaturas superiores a 22°C. Nas áreas mais elevadas o clima predominante é o Clima Subtropical de altitude (*Cwb*), com inverno seco e verão ameno. Próxima à região das Cuestas de Botucatu, a pluviosidade média ocorre entre 1.500 a 2.000 mm/ano, e quanto à porção da depressão periférica com pluviosidade média é 1.500 mm/ano (FRANCESCHINI, 2016).

A UGRHI-10 apresenta alto grau de urbanização, atividade industrial e produção agrícola com extensas áreas de monocultura próximas à represa de Barra Bonita, e de pequenas propriedades com produção de hortifrúti próximo aos municípios de Ibiúna e Piedade. Apesar de apresentar diversas Unidades de Conservação, a área de vegetação remanescente corresponde apenas a 17,5% da área da bacia, compostas por Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual.

A UGRHI- 10 é composta por 34 municípios com uma população em torno de 2 milhões de habitante (SEADE, 2020), inseridos na Macrometrópole Paulista, região que apresenta alta demanda no uso da água e fragilidade quanto à oferta e à qualidade dos mananciais, sendo a maior produtora agrícola entre as regiões metropolitanas.

Quanto ao abastecimento de água, é uma das bacias que apresentam a maior demanda de água superficial totalizando 23 municípios, inferior apenas à do Alto Tietê e da Piracicaba-Capivari-Jundiá. As vazões outorgadas cresceram nos últimos cinco anos, principalmente nos tipos de uso rural (FABH-SMT, 2020). Os dados de monitoramento da CETESB tem apresentado uma piora nos índices de qualidade dos mananciais na UGRHI-10. Dos 8 pontos de monitoramento de água destinada ao consumo humano, apenas dois foram classificados como bom, o restante variou entre regular, ruim ou péssimo (CETESB, 2019).

Em 2019, o monitoramento de qualidade da água apontou a ocorrência de agrotóxicos em sete sistemas de abastecimento público na bacia; Atrazina e 2,4D foram os que apresentaram maior quantificação (BRASIL, 2020).

#### ***4.2 Simulação do Balanço Hidrológico SWAT e Calibração SWAT-CUP***

O SWAT é um modelo matemático semi-distribuído de análise temporal que processa diversos dados climáticos a partir de informações diárias ou mensais, e foi elaborado para simular o impacto do uso e ocupação do solo no ciclo hidrológico, em bacias hidrográficas monitoradas e não monitoradas, sendo assim uma ferramenta com

potencialidade de ser utilizada para os mais diversos contextos de gestão de bacias (ARNOLD *et al.*, 2012).

Essa predição ocorre a partir da simulação do balanço hidrológico na bacia considerando informações de solo, clima, hidrografia, declividade, e uso do solo. Para tanto é considerada a fase do ciclo hidrológico no terreno, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e poluentes no canal principal de cada sub-bacia e a fase de itinerário ou rota do ciclo, que considera a movimentação dos fluxos d'água até o ponto de descarga (NEITSCH *et al.*, 2011). A simulação do ciclo hidrológico no solo ocorre a partir da equação:

$$SW_1 = SW_0 + \sum_t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Em que  $SW_1$  representa a quantidade final de água no solo (mmH<sub>2</sub>O);

$SW_0$  é a umidade do solo inicial no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$T$  é o Tempo em dias;

$R_{day}$  a quantidade de precipitação no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$Q_{surf}$  a quantidade de escoamento superficial no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$E_a$  a quantidade de evapotranspiração no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);

$W_{seep}$  a quantidade de água que entra na zona de aeração do perfil do solo no dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O); e

$Q_{gw}$  a quantidade de retorno do fluxo dia  $i$  (mmH<sub>2</sub>O).

Dessa forma, o SWAT gera uma simulação do ciclo hidrológico estimando o escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração, fluxo lateral, drenagem, canais tributários e redistribuição de água de acordo com o perfil do solo. Para simular a erosão e a produção de sedimentos o modelo baseia-se na Equação Universal Modificada de Perda de Solo (Modified Universal Soil Loss Equation – MUSLE), pautada na simulação do escoamento (ARNOLD *et al.*, 2012).

A evapotranspiração inclui os processos de transpiração, sublimação e evaporação, principais mecanismos de saída de água da bacia hidrográfica. Nas simulações hidrológicas, o Potencial de Evapotranspiração (PET) é a estimativa do quanto da precipitação pode evaporar ou transpirar pela cobertura vegetal. Os métodos para essa estimativa são divididos em três grupos: Temperatura; Radiação; Temperatura e Radiação (WANG *et al.*, 2006).

No modelo SWAT a simulação hidrológica pode ser efetuada a partir de três métodos de estimativa de PET. O método Penman-Monteith (*default*) é combinado, simula o PET a partir da temperatura e radiação, embora seja considerado o método padrão, o número reduzido de estações meteorológicas que produzem todas as variáveis



necessárias pode ser um fator limitante para o bom desempenho da simulação, sobretudo em países em desenvolvimento (JUNG *et al.*, 2016).

A simulação do método Penman-Monteith é dada pela equação (NEITSCH *et al.*, 2011):

$$\lambda E_t = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z] / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c/r_a)}$$

Onde  $\lambda E$  é a densidade do fluxo de calor latente (MJ /m<sup>2</sup>/d);  
 $E$  é a profundidade da taxa de evaporação (mm/d);  
 $\Delta$  é a curva de pressão-temperatura  $de/dT$  (kPa / °C);  
 $H_{net}$  é a radiação líquida (MJ/m<sup>2</sup> /d);  
 $G$  é a densidade do fluxo de calor para o solo (MJ/ m<sup>2</sup>/d);  
 $\rho_{air}$  é a densidade do ar (kg/m<sup>3</sup>);  
 $c_p$  é o calor específico em constante pressão (MJ/ kg /°C);  
 $e_z^0$  é a pressão de vapor de saturação do ar em altura  $z$  (kPa);  
 $e_z$  é a pressão de vapor de água do ar na altura  $z$  (kPa);  
 $\gamma$  é a constante psicrométrica (kPa/°C);  
 $r_c$  é a resistência do dossel da planta (s/m); e  
 $r_a$  é a resistência aerodinâmica (s/m).

O método Hargreaves, baseado apenas nas temperaturas máximas e mínimas, requer um número menor de dados de entrada e tem sido indicado para simulações em regiões com poucas estações climáticas ou de dados incompletos de monitoramento. Originalmente elaborado para estimar o PET em regiões áridas da Califórnia, o método tem apresentado bons resultados em outras condições climáticas (WANG *et al.*, 2006; CHEN *et al.*, 2020).

A simulação do método Hargreaves é dada pela equação (NEITSCH *et al.*, 2011):

$$\lambda E_0 = 0,0023 \cdot H_0 \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0,5} \cdot (T_{av} + 17,8)$$

Onde  $\lambda$  é o calor latente de vaporização (MJ kg<sup>-1</sup>)  
 $E_0$  é o PET (mm/d);  
 $H_0$  é a radiação extraterrestre (MJ/ m<sup>2</sup>/d<sup>1</sup>);  
 $T_{mx}$  é a temperatura máxima do ar para um determinado dia (°C);  
 $T_{mn}$  é a temperatura mínima do ar para um determinado dia (°C); e  
 $T_{av}$  é a temperatura média do ar para um determinado dia (°C).

O método Priestley-Taylor, baseado apenas na radiação, é um método simplificado quando comparado ao Penman-Monteith, as variáveis de umidade e

velocidade do vento são desconsideradas, a simulação considerada apenas as informações de radiação solar. Menos utilizado que os outros dois métodos, na literatura são encontrados trabalhos que avaliaram esse método quando da disponibilidade do monitoramento de radiação (WU et al., 2007; AOUISSI et al., 2016)

A simulação a partir de Priestley-Taylor é dada pela equação (NEITSCH *et al.*, 2011):

$$\lambda E_0 = \alpha_{\text{pet.}} \frac{\Delta \cdot (\mathbf{H}_{\text{net}} - \mathbf{G})}{\Delta + \gamma}$$

Onde  $\alpha_{\text{pet}}$  é o coeficiente de multiplicação da energia em 1,28 e  $E_0$  é o PET (mm/d).

Os três métodos citados possuem bons resultados de simulação, variando de regiões e da disponibilidade de dados climáticos (AOUSSIS et al., 2016; CHEN et al., 2020). Dessa forma, foram aplicados os três métodos para a simulação na área de estudo com o intuito de identificar qual apresenta o melhor desempenho e a partir deste, realizar as etapas de calibração e simulação dos agrotóxicos nos mananciais. Como dados de entrada foram utilizados os dados apresentados a seguir.

#### *Modelo topográfico*

Para análise topográfica e hidrológica foi utilizado os Modelos Digitais de Elevação (MDE) disponíveis pelo projeto TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e provenientes da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) do Serviço Geológico Americano (United State Geological Service - USGS). Foram usadas quatro cenas com posterior recorte para delimitação da bacia. Quanto aos níveis de elevação, a bacia possui altitude máxima de 1.306 m concentradas em sua porção sudeste e mínima de 446m em sua porção noroeste próximo à represa de Barra Bonita (Fig. 10a).

#### *Solos*

Para o processo de modelagem é necessário a construção da base de dados contendo parâmetros como HYDGRP grupo de saturação hidráulica (A, B, C e D); SOL\_ZMX profundidade máxima de solo que a raiz alcança (mm); ANION\_EXCL fração de porosidade do solo; SOL\_Z profundidade de horizonte (mm); SOL\_BD densidade do solo (g/cm SOL\_AWC a capacidade de água do solo (mm/mm) entre outros. Os dados de solos da região foram adaptados do levantamento pedológico do estado de São Paulo realizado pelo Instituto Florestal (2017); de Baldissera (2005) e Oliveira (1999), (Fig.10b) considerando a 1º classe hierárquica.

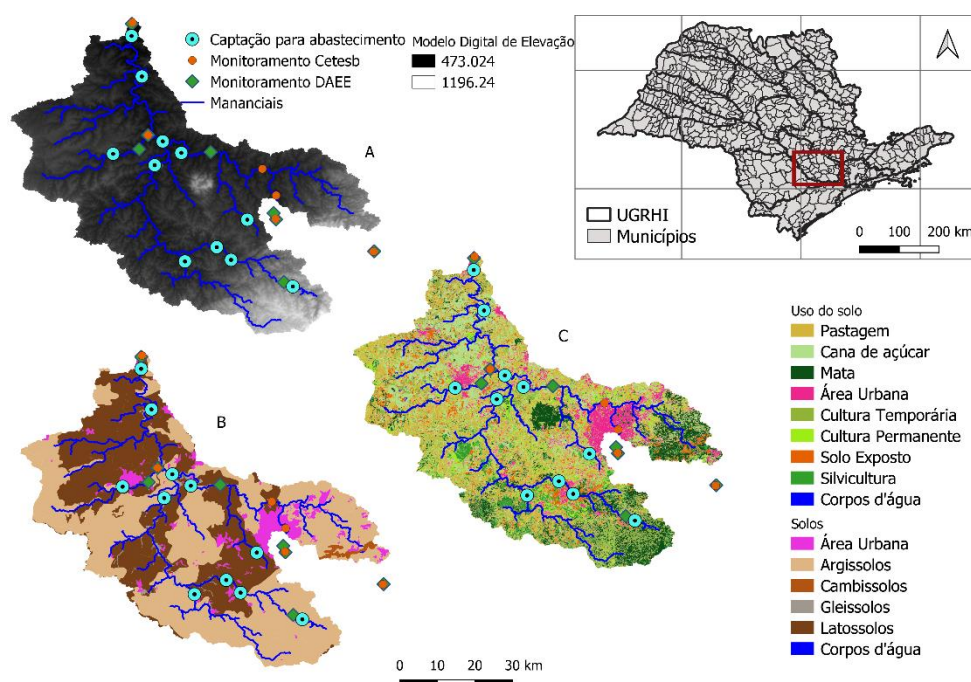
### Uso e ocupação do solo

A classificação do uso e cobertura do solo, foi construída a partir do mosaico de duas cenas do satélite LANDSAT (órbitas 219/76 e 220/76) com 30m de resolução e Datum WGS 84. Para a elaboração da Composição RGB (*Red; Green; Blue*) foram usadas as bandas 6, 5 e 4 das imagens do LANDSAT OLI-8 (datada de agosto de 2018) e classificação supervisionada com técnica de Máximo Verossimilhança. Para a escolha da data, foi considerada a mais recente considerando a qualidade da imagem quanto à cobertura de nuvens (até 10%). As classes de uso e ocupação do solo foram comparadas com imagens do MapBiomas e Google Earth (Fig.10c).

### Clima

Os dados climáticos foram obtidos da estação automática de Sorocaba disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) com série histórica completa, no período de Janeiro de 2002 a Dezembro de 2016, de dados diários de precipitação, temperaturas máximas e mínimas, temperatura do ponto de orvalho, radiação solar e velocidade dos ventos. Outros parâmetros necessários à simulação foram calculados a partir dos dados fornecidos, os dados de Radiação Solar foram calculados a partir da tabela de conversão de Bressiani (2016).

**Figura 10.** Localização da área de estudo e bases utilizadas como dados de entrada para simulação hidrológica no modelo SWAT.



10a. Modelo Digital de Elevação; 10b. Tipos de solo; 10c. Uso e ocupação do solo. Elaboração própria.

### *Dados de Qualidade da água*

Embora não tenham sido considerados como dados de entrada na modelagem e na calibração, foram utilizados dados de qualidade da água para avaliação e discussão dos resultados da simulação. Como referência de qualidade dos mananciais foram utilizados os Índices de Qualidade da Água (IQA) da Cetesb (CETESB, 2019), os dados dos pontos de captação de água para abastecimento público de *E.Coli*, *Cryptosporidium* e *Giardia*, produzido pelas empresas de saneamento e registrados no SISAGUA, bem como os dados de vigilância da qualidade da água tratada para os parâmetros básicos (Coliformes Totais; *E.Coli*; Cloro Residual Livre e Turbidez) e os dados de monitoramento do controle de resíduos de agrotóxicos em água para consumo humano (BRASIL, 2020).

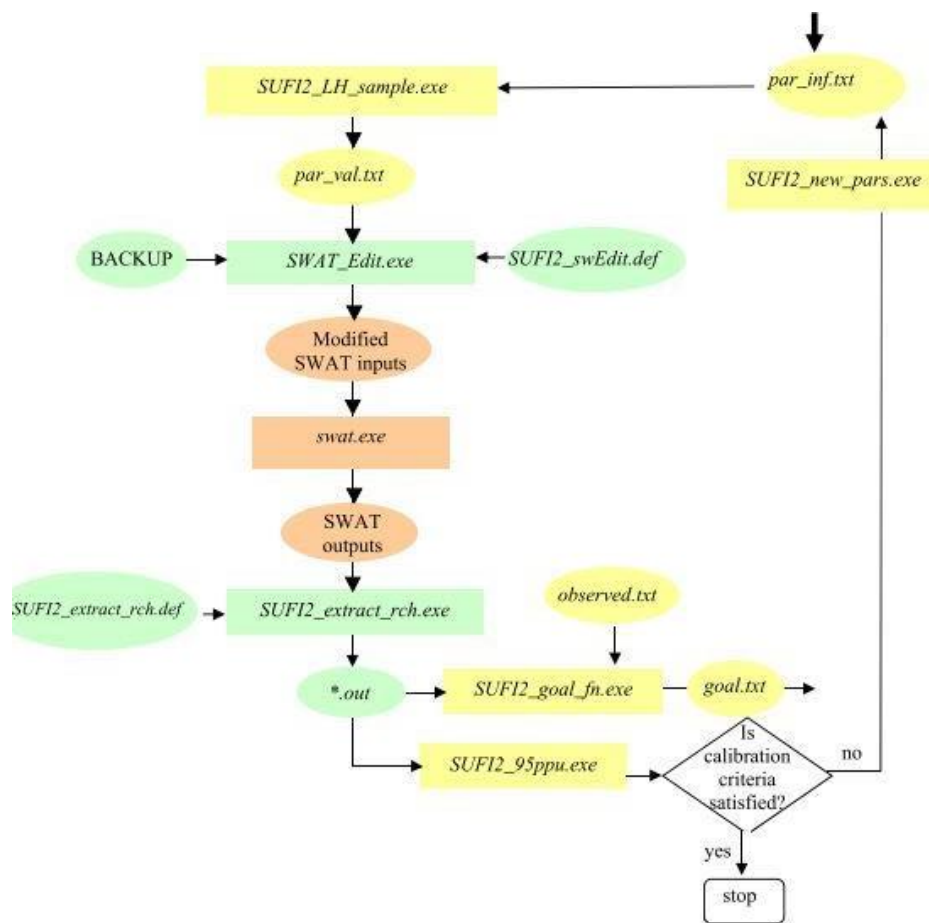
### *Calibração e Validação*

A calibração de modelos matemáticos pode ser realizada de forma manual ou automática, sendo que essa última traz facilidade e rapidez ao processo. Para calibração da simulação hidrológica foi utilizada a ferramenta complementar SWAT-CUP que fornece cinco métodos de calibração semiautomáticos: SUFI2, PSO, MCMC, PraSOI e GLUE (BRIGHENTI, 2016).

O algoritmo *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI2) é um dos métodos mais utilizados, possui uma estrutura bayesiana e determina as incertezas através do processo sequencial e de ajuste. São consideradas todas as fontes de incertezas, como nas variáveis de condução (por exemplo, precipitação), modelo conceitual, parâmetros e dados medidos. A propagação das incertezas nos parâmetros leva a incertezas nas variáveis de saída do modelo, que são expressas como distribuições de probabilidade de 95%, ou 95PPU, considerando os valores com desvio padrão entre 2,5 e 9,5 (ABBASPOUR 2015; FRANCO *et al.*, 2017).

O método realiza diversas interações (Figura 11) com o mesmo número de simulações, para cada nova interação o intervalo de valores mínimos e máximos para cada parâmetro é reduzido à medida que cada interação se aproxima dos valores dos dados observáveis. Abbaspour (2015) salienta que a proposta da calibração não é encontrar a “melhor simulação” pois sempre haverá a “próxima melhor simulação”, mas sim encontrar intervalos adequados para os parâmetros considerando a qualidade dos ajustes quantificada pelo  $R^2$  ou coeficiente de Nash -Sutcliffe (NS).

**Figura 11.** Etapas do processo de calibração no SWAT-CUP pelo método SUFI2.



Fonte: Abbaspour (2015).

Entre as variáveis mais utilizadas para fins de calibração estão os dados de vazão e de produção de sedimentos (ARNOLD *et al.*, 2012). Após a definição dos parâmetros mais sensíveis às interações são iniciadas a partir de uma faixa de valores determinada pelo usuário (ABBASPOUR *et al.*, 2015; BRIGHENTI *et al.*, 2016, 2019).

Segundo Moriasi *et al.*, (2007) a calibração é considerada satisfatória, adequada e muito boa quando os NS são de 0,50 a 0,54, de 0,54 a 0,65 e maiores que 0,65 respectivamente. Quanto à eficiência do modelo, os estudos que apresentaram resultados inadequados relataram cobertura espacial insuficiente de estações climáticas, de modo que uma boa modelagem está relacionada à qualidade dos dados de entrada (ARNOLD *et al.*, 2012).

Para o processo de calibração foram utilizados os dados históricos de vazão, sendo selecionadas apenas as estações inseridas na área de estudo e com série de dados equivalentes ao período da simulação, de 2002 a 2016. Dessa forma a calibração ocorreu para as sub-bacias nas quais estão localizadas as estações fluviométricas do DAEE 4E-019 (Iperó); 4E-006 e 4E-004 (Tatuí); 4E-001 (Laranjal Paulista).

Os parâmetros mais utilizados e que apresentaram melhores resultados são apresentados por Arnold *et al.*, (2012) e Tarawneh *et al.*, (2016). A tabela 2 apresenta os parâmetros e valores iniciais utilizados para a calibração da simulação, correspondem aqueles mais comumente aplicados em outros estudos brasileiros, em bacias de características ambientais semelhantes, (ARMAS 2007; BRESSIANI 2016; BLAINSKI *et al.*, 2017).

**Tabela 2.** Parâmetros e respectivos valores iniciais utilizados na calibração da simulação hidrológica.

PARÂMETROS	DESCRIÇÃO	INTERVALOS	
		Min	Max
r_CN2.mgt	Curva número SCS runoff	-0,5	0,5
r_CNCOEF.bsn	Coefficiente de CN da ET da planta	0,5	1,0
r_ICN.bsn	Método de cálculo diário da CN	0,5	1,0
v_ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	0,65	0,85
a_GW_DELAY.gw	Tempo de retardamento da água subterrânea	20	70
a_ALPHA_BF.gw	Fator Alpha do escoamento de base	-0,5	0,5
r_GW_REVAP.gw	Coefficiente do fluxo ascendente da água subterrânea para a zona insaturada por evapotranspiração	0,02	0,1
a_GWQMN.gw	Profundidade limiar da água no aquífero superficial	3000	4000
a_REVAPMN.gw	Profundidade limiar do aquífero superficial	3500	4000
a_SHALLST.gw	Profundidade inicial de água no aquífero raso	1000	2000
a_DEEPST.gw	Profundidade inicial de água no aquífero profundo	1500	2500
a_RCHRG_DP.gw	Fração de percolação do aquífero profundo	0,02	0,5
r_SOL_AWC(1).sol	Capacidade de campo na camada superficial de solo	-0,5	0,5
r_SOL_K(1).sol	Condutividade hidráulica da camada superficial do solo	-0,5	0,5
r_SOL_BD(1).sol	Densidade aparente da umidade do solo	-0,5	0,5

(a) absoluto; (r) relativo; (v) substituir

#### 4.3 Simulação de agrotóxicos nos mananciais

Para a simulação do escoamento de agrotóxicos nos mananciais de abastecimento público foram avaliados alguns cenários possíveis de aplicação de agrotóxicos, considerando as principais culturas agrícolas na bacia hidrográfica, os principais produtos recomendados, e o Índice de Prioridade Toxicológica (ToxPi) desenvolvido por Reif *et al.* (2013) e elaborado para o estado de São Paulo pelo Núcleo de Avaliação de Riscos Ambientais (NARA) da Faculdade de Saúde Pública da USP.

O índice ToxPi (Fig. 12) considera a integração de evidências de exposição e efeitos à saúde, a partir de múltiplas variáveis e a criação de um índice de priorização relativo ao conjunto específico de substâncias. Os critérios de priorização<sup>8</sup> definidos para o estado de São Paulo são referentes aos efeitos à saúde, como carcinogenicidade (peso 3), mutagenicidade (peso 2) e interferência endócrina (peso 2) enquanto que para todas as variáveis representativas de propriedades físico-químicas e de comportamento ambiental foi atribuído peso 1.

Dessa forma três agrotóxicos foram selecionados para a simulação na Bacia Tietê-Sorocaba, Atrazina, Clorpirofós, e Carbaril. Atrazina é um herbicida seletivo de ação sistêmica do Grupo químico das Triazinas amplamente utilizado em diversas culturas no estado de São Paulo como pré e pós-emergência com indicação prescrita para cana-de-açúcar, milho e sorgo. A classificação toxicológica da ANVISA e ambiental do IBAMA, são Classe III – Medianamente Tóxico e Classe II - Produto muito perigoso ao meio ambiente.

Carbaril é um inseticida de contato e ingestão do grupo químico dos Carbamatos, indicado para aplicação nas culturas de abacaxi, abóbora, alho, batata, cebola, feijão, maçã e tomate. Apresenta a classificação toxicológica Classe IV- Pouco tóxico e ambiental Classe II - Produto muito perigoso ao meio ambiente. Pertence ao Grupo 1A (inibidores da acetilcolinesterase – metilcarbamato de naftila), informações da Bula alertam que o uso repetido do produto aumenta o risco de desenvolvimento de populações resistentes em algumas culturas.

Clorpirofós é um acaricida e inseticida de contato e ingestão, do grupo químico organofosforado indicado para o tratamento foliar nas culturas de algodão, batata, café, cevada, citros, feijão, maçã, milho, pastagens, soja, sorgo e trigo. A classificação toxicológica (ANVISA) é Classe III – Medianamente Tóxico e ambiental Classe II - Produto muito perigoso ao meio ambiente. Pertence ao grupo 1B (inibidores da acetilcolinesterase - Organofosforados) e o uso repetido deste inseticida ou de outro produto do mesmo grupo pode aumentar o risco de desenvolvimento de populações resistentes em algumas culturas.

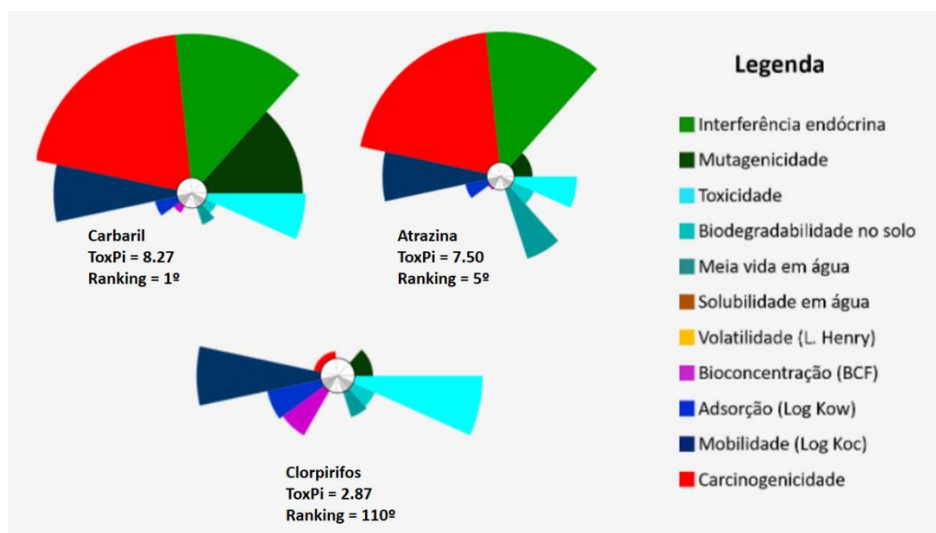
O SWAT simula diferentes tipos de gerenciamento na bacia hidrográfica, para a aplicação de agrotóxicos as informações necessárias são referentes ao período de aplicação, o princípio ativo utilizado, e ao volume aplicado inicialmente direto na cultura

---

<sup>8</sup> Nota metodológica disponível em <https://ariadne.saude.sp.gov.br/>

considerando uma eficiência de aplicação de 75 %. O comportamento ambiental de cada substância é determinante para a avaliação de estimativa dos agrotóxicos dissolvidos pelo escoamento superficial e aqueles que possuem uma tendência maior de fixação nos sedimentos e sobre estes parâmetros foram utilizados os valores *default* do SWAT.

**Figura 12.** Classificação ToxPi dos agrotóxicos citados



Fonte: Portal Ariadne.

O modelo simula o transporte de agrotóxicos para os mananciais através do escoamento superficial e para dentro do perfil do solo e do aquífero através da percolação, baseada nos algoritmos de GLEAMS através das equações de lavagem (porção de agrotóxicos lavada da folhagem em um evento de precipitação), degradação do agrotóxico, e lixiviação (NEITSCH *et al.*, 2011).

A partir dos dados de entrada de cenários de aplicação, a simulação SWAT fornece alguns *outputs* que permite avaliar o comportamento dos agrotóxicos no manancial de interesse. Este trabalho focou sobretudo na simulação do transporte de agrotóxicos para os mananciais (Solúvel e Sorvido) considerando o escoamento superficial e o transporte de sedimentos, de forma a identificar períodos críticos a serem priorizados em monitoramento.

Para avaliar a vulnerabilidade dos mananciais de abastecimento público quanto à contaminação de agrotóxicos, foram realizadas simulações de aplicação e de transporte dos agrotóxicos solúveis, aqueles transportados pelo escoamento superficial, fluxo lateral e percolação. O escoamento superficial é geralmente considerado a rota de transporte mais importante de agrotóxicos para os mananciais e pode ocorrer tanto na fase dissolvida quanto adsorvida no sedimento.



O agrotóxico dissolvido removido pelo escoamento superficial é calculado pela equação:

$$Pst_{surf} = \beta_{pst} \cdot conc_{pstflow} \cdot Q_{surf}$$

Em que  $pst_{surf}$  é o agrotóxico removido pelo escoamento superficial (kg/ha);

$\beta_{pst}$  é o coeficiente de percolação do agrotóxico;

$conc_{pstflow}$  é a concentração de agrotóxico na água móvel para a parte superior de 10mm do solo e

$Q_{surf}$  é o escoamento superficial gerado em um determinado dia (mm).

A quantidade de agrotóxicos removida com o sedimento para o manancial é calculada pela equação:

$$Pst_{sed} = 0.001 \cdot C_{solidphase} \cdot sed/area_{hru} \cdot \epsilon_{pstsed}$$

Em que  $pst_{sed}$  é a quantidade de pesticida sorvido transportado para o manancial em escoamento superficial (kg pst/ha);

$C_{solidphase}$  é a concentração de pesticidas em sedimentos nos 10mm superiores (g pst/tonelada métricas de solo);

$Sed$  é o sedimento produzido em um determinado dia (toneladas métricas);

$area_{hru}$  é a área da HRU (ha), e

$\epsilon_{pstsed}$  é a taxa de enriquecimento de pesticidas.

Devido à ausência de informações públicas de aplicação de agrotóxicos, foram utilizadas as informações de quantidade do ingrediente ativo (i.a) indicada e período de pré ou pós-emergência contidas na Bula desses produtos (Tabela 3).

**Tabela 3.** Parâmetros de entrada para a simulação de agrotóxicos

Parâmetros	Atrazina	Clorpirofós	Carbaril
SKOC			
Coeficiente de adsorção [(mg/kg) /mg/L]	171	6070	300
PST_WOF			
Fração de lavagem	0.45	0.65	0.55
HLIFE_F			
Degradação da meia-vida na folhagem (dias)	7	3.3	7
HFLIFE_S			
Degradação da meia-vida no solos (dias)	75	50	16
AP_EF			
Eficiência de aplicação	0.75	0.75	0.75
PST_WSOL			
Solubilidade em água (mg/L)	34.7	1.2	120
Cultura alvo	Cana-de-açúcar	Pastagem	Hortaliças
Data de Aplicação	Janeiro	Fevereiro	Setembro
Volume a.i (kg/ha)	4	0.48	0.144

#### ***4.4 Simulação de agrotóxicos nos mananciais e cenários conservativos***

Após a simulação dos cenários de uso de agrotóxicos na bacia hidrográfica e avaliação da vulnerabilidade dos pontos de captação de água para abastecimento público foram simulados os mesmos cenários de uso combinados com cenário conservativos e de proteção dos mananciais através da inclusão de mata ciliar.

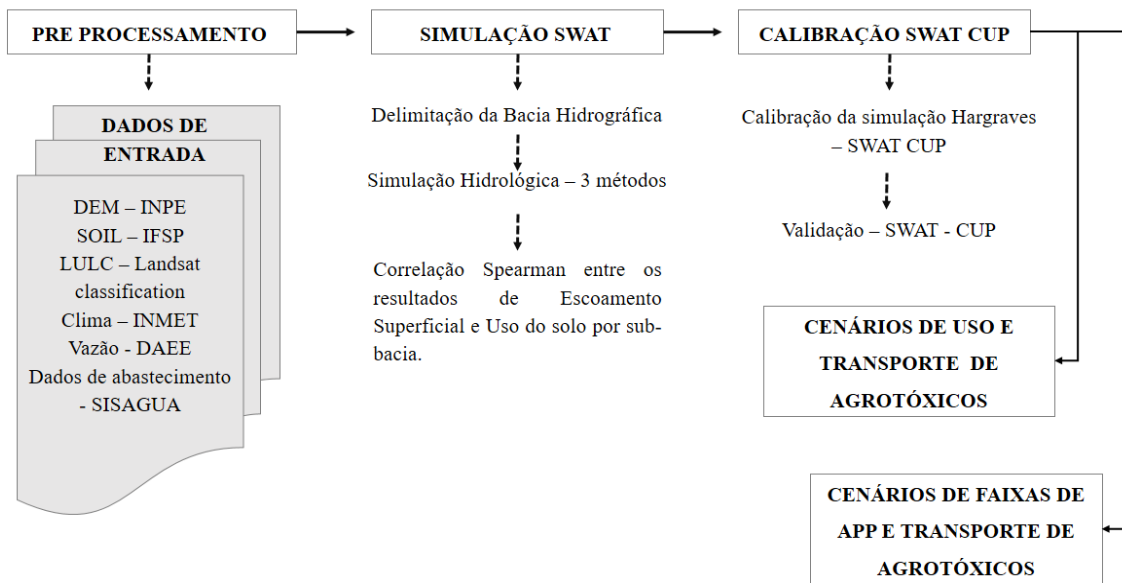
As Áreas de Preservação Permanente (APP) definidas pelo Código Florestal (Lei 12.651/2012), estão localizadas ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água; ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais; nas nascentes; no topo de morros, montes, montanhas e serras; nas encostas ou partes destas; nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; nas bordas dos tabuleiros ou chapadas; e em altitude superior a 1.800 metros.

Para avaliar o comportamento do transporte de agrotóxicos para os mananciais foram considerados três cenários de conservação a partir das definições de área mínima de proteção definidos no Código Florestal. O principal rio da bacia, o Rio Sorocaba apresenta variação de largura entre 10m a 20m, seus principais tributários que servem de abastecimento público, como os Rios Sarapue e Tatuí variam de 7m a 12m. Foram simuladas APP de 10 m; 30 m; e 50 m para as áreas de cana-de-açúcar e pastagem e observados os resultados de transporte para os mananciais dos agrotóxicos Atrazina e Clorpirofós em cada um dos cenários.

A figura 13 apresenta de forma esquemática as etapas metodológicas apresentadas as quais referem-se à etapa de pré-processamento das bases e dados necessários para a construção do modelo; a simulação hidrológica no SWAT a partir de três métodos de estimativa do Potencial de Evapotranspiração e análise estatística da correlação entre uso do solo e estimativa do escoamento superficial; a calibração da simulação hidrológica no SWAT-CUP; a simulação de cenários de uso de agrotóxicos e de conservação das APP.

Os resultados foram estruturados em formato de artigos os quais pois questões autorais não serão disponibilizados à público. Estão em processo de submissão para publicação em revista científica.

**Figura 13.** Fluxograma da metodologia.



Fonte: Elaboração própria.

## **5. RESULTADOS**

### **5.1. MANUSCRITO 1 - SWAT Model and LULC analysis as a support tool for drinking water quality surveillance.**

Veiga D.P.B.; Bressiani D.; Gamero M.E.G.; Nardocci A.C<sup>1</sup>

1. *Environmental Health Department, School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, Brazil - <https://orcid.org/0000-0003-0317-245X>; <https://orcid.org/0000-0002-0961-4725>*
2. *Technological Development Center of Federal University of Pelotas(UFPel), Rio Grande do Sul, Brazil- <https://orcid.org/0000-0002-3773-1574>*
3. *Institute of Science and Technology of Paulista State University (UNESP-Sorocaba) São Paulo, Brazil - <https://orcid.org/0000-0001-9738-0932>*

**Manuscrito submetido à Urban Water Journal**

**Special Issue Urban Water Management in Developing Countries**

## **ABSTRACT**

The water supply companies are responsible for the drinking water in Brazil, which are supervised by the Brazilian Unified Health System (SUS). This paper evaluates the use of the SWAT hydrological model as a tool to aid monitoring drinking water in the Tietê-Sorocaba Watershed, which supplies more than a million inhabitants. Therefore, the SWAT model was calibrated and validated; a correlation test for land use/land cover and surface runoff; raw and potable water quality monitoring data were assessed and discussed. The results showed a direct correlation between LULC and surface runoff. As expected, the surface runoff was lower in the predominant forest-covered sub-basins and higher in those with a predominance of urban and sugarcane covers. Although the watershed poor levels of in-stream water quality, the quality of the potable water, after treatment, was in accordance with Brazilian potable standards in general. The results showed that a modeling framework could be very beneficial to ensure the protection of the water bodies and the fulfillment of the regulations. SWAT has the potential to be a decision-making tool used in Brazil for SUS, the Water and Sanitation Agency (ANA), and the watershed committees, etc., to improve monitoring, inspections, mitigation actions, and supervision of the water resources in quantity and quality.

**Keywords:** SWAT; Watershed modeling; Drinking Water; Environmental Health; Non-point Source Pollution

### **5.1.2 Introduction**

Intense and accelerated land use/land cover (LULC) changes make the integrated watershed management even more essential to recognize and cope with the risks and vulnerabilities to which the water sources are exposed (TUNDISI; TUNDISI, 2016). Concerns and warnings about the amount of water available for human consumption and the water quality degradation have been the focus of research around the world (DAN SHRUBSOLE et al., 2017; SPENCE et al., 2018; CARVALHO et al., 2019).

In Brazil, although the responsibility for the drinking water quality is of the sanitation companies and the Unified Health System (SUS) (BRASIL, 2017) through the National Program for Monitoring the Water Quality for Human Consumption (VIGIAGUA), these actors do not act directly in the zoning and management of the watershed. Thus, the

conduction of territorial planning aimed primarily at economic development has historically caused strong pressure on water sources, compromising the supply of drinking water in quantity and quality (MELLO et al., 2018; TAFARELLO et al., 2018).

São Paulo State Environmental Agency (CETESB) monitored and classified the water quality of 51% of the rivers destined for public supply as regular, bad, or very bad (CETESB, 2019). Despite the conditions of the water sources, water treatment plants for human consumption have managed to provide, in general, drinking water according to Brazilian potable standards (GUERRA et al., 2018).

However, as water is a dynamic element, any change or event not foreseen in the watershed can interfere with the quality of its source; treatment structure does not solve some quality problems (HANDAM et al., 2020; FORMIGA-JOHNSSON et al., 2020). Therefore, the World Health Organization (WHO) warns that water quality surveillance should not be restricted to evaluating monitoring results; instead, it should cover the entire water production system, including sources and activities in the watershed, transmission infrastructures, pipelines, treatment plant facilities, storage tanks and distribution systems (WHO, 2015).

This needed assessment is often hampered by both the articulation challenge between different agencies, as environmental; agriculture; urban planning; sanitation; etc., the scarcity of available data from polluting sources, or the difficulty of integrating diverse databases and conducting a complex analysis of the situational and prospective multifaceted scenarios. In this sense, integrated watershed management is an essential process for shared action to protect rivers and the production of safe water.

Hydrological models are tools designed to identify physical processes, shortages, and sanitary risks, besides estimating scenarios of contamination (BLAINSKI et al., 2017). Among a variety of models, programs, and applications aimed for watershed environmental modeling, SWAT (Soil & Water Assessment Tool) has a wide application, as a tool for assessing the impacts of LULC, climate change, and agricultural practices on the hydrological balance (BRESSIANI et al., 2015a).

Gong et al. (2019) applied SWAT to assess LULC changes and their impact on diffuse pollution in water sources; they recommend SWAT as a tool to assess the impact of LULC changes scenarios on water quality and on the hydrological cycle. Sowah et al. (2020) applied SWAT to estimate the transport of *E. Coli* on a basin in Georgia, USA, identifying sources of

pollution and satisfactorily simulating loads of bacteria. The authors also recommend SWAT's use to access and manage the risks of contamination on springs.

The SWAT model has a consolidated use in LULC and hydrological cycle assessments, with increased use for water quality assessment in recent years (GASSMAN, et al., 2007; BRESSIANI et al., 2015a; QI et al., 2020). The model has the potential to become a strategic tool to direct and optimize the actions of the services responsible for public supply, whether in the evaluation of chemical contaminants (CHEN et al., 2017; WANG et al., 2019), as microbiological and best management practices (LIU et al., 2019).

Although with consolidated use and relevant results for the improvement of watershed management, in Brazil there is still a distance from the recommendations resulting from scientific production and modeling and the decisions made by the regulatory bodies (BRESSIANI et al., 2015a; HAMEL et al., 2020). Thus, this paper's main goal is to assess the applicability of SWAT as a decision support tool to subsidize and aid water quality surveillance. For this purpose, calibration and validation were performed for the Tietê-Sorocaba watershed (TSW), Southeast Brazil, and then applied to assess the vulnerabilities of water sources by diffuse pollution.

### **5.1.3 Methodology**

#### ***5.1.3.1 Study area***

The study area is the Tietê-Sorocaba watershed (TSW), Figure 1, which is in the Water Resources Management Unit of Sorocaba and Medio Tietê (UGRHI - 10) within the Paulista Macrometropolis, Southeast Brazil. The TSW has 11,829 km<sup>2</sup> and a population of 1,980,443 inhabitants distributed in 34 municipalities, of which 23 are supplied by the Basin's surface water (BRASIL, 2019). Industrial activities predominate in the region, such as vehicle assemblers; paper and cellulose; and sugar and ethanol industries. In the primary sector, citrus, sugar cane, vegetables, livestock, and poultry farming stand out. In addition, the water use permits granted in the watershed have grown in recent years, mainly for rural use, with an increase of 2.12 m<sup>3</sup>/s or 50% in relation to previous years (FABH-SMT, 2020).

The predominant types of soils are the Oxisols, followed by the Ultisols; the relief consists of hills with slopes of 6% to 20% (RIBAS, 2010). The predominant climate

according to Koppen's classification is the dry subtropical (Cwa) and subtropical (Cwb); the rainy season occurs in the summer (October to March) with a dry winter (April to September); the average annual precipitation is of 1,500 to 2,000 mm/year (FRANCESCHINI, 2016).

#### **5.1.3.2 SWAT Model Inputs**

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) is a mathematical, continuous, and physically based hydrological model developed to explore the effects of LULC, climate changes, and best management practices on the hydrological cycle of a watershed. SWAT needs as main inputs the climatic variables, elevation, LULC, and soil characteristics of the basin, and it calculates the runoff, infiltration, evapotranspiration, lateral flow, and percolation (ARNOLD et al., 2012).

##### **(a) Topography**

The Digital Elevation Model (DEM) was from the TOPODATA Project of the National Institute for Space Research (INPE), which provides a processed and revised version of the SRTM data by USGS for Brazil, with a 30 m resolution (VALERIANO, 2005).

##### **(b) Soils Data**

The soils map (1:250000) is from São Paulo State Pedological Survey (SÃO PAULO, 2017). Baldissera (2005) and Oliveira (1999) values were used for soil parameters such as hydraulic saturation; maximum depth of soil that the root reaches (mm); a fraction of soil porosity; horizon depth (mm); soil water capacity (mm/mm) among others.

##### **(c) Land Use and Land Cover**

The classification of LULC was built from the mosaic of two scenes from the LANDSAT satellite (orbits 219/76 and 220/76) with 30m resolution and Datum WGS 84. For the preparation of the RGB Composition, bands 6, 5, and 4 of the LANDSAT OLI-8 images (August 2018) were used. The Supervised Classification using the Maximum Likelihood technique was applied (VEIGA et al., 2019).



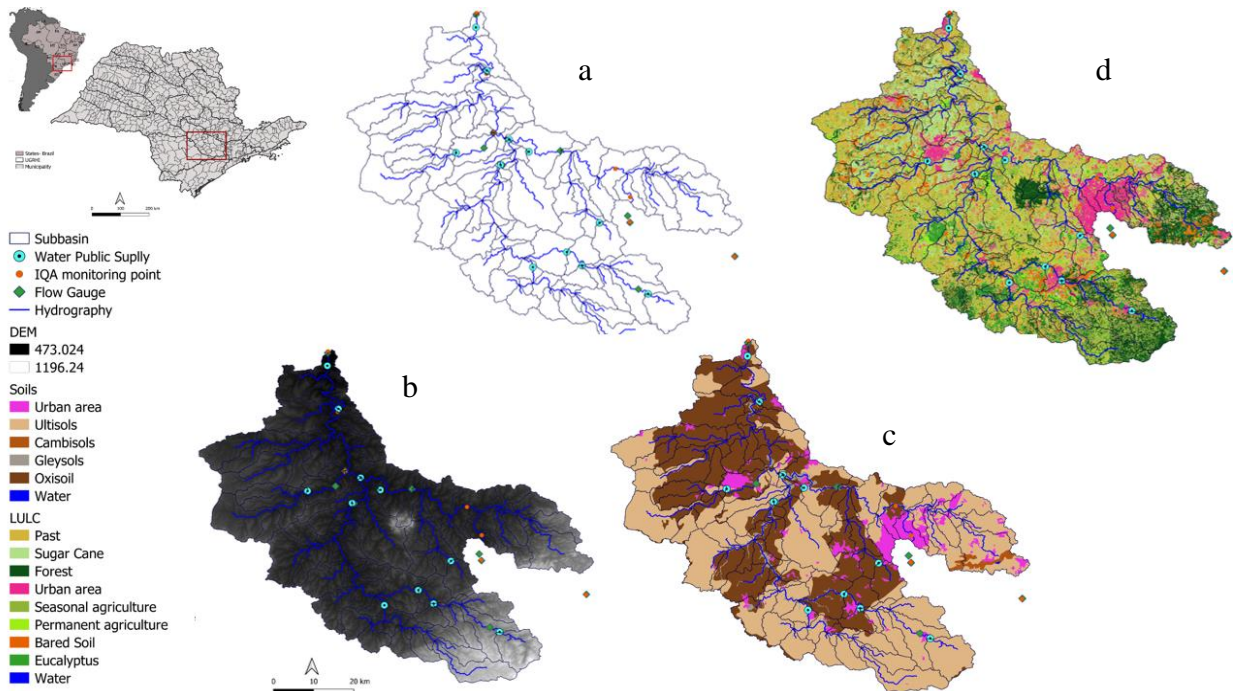


Figure 1. The Tiete-Sorocaba watershed location (In relation to Brazil, São Paulo State, and the Water Resources Management Units). 1a. Monitoring Points; 1b Digital Elevation Model; 1c. Soil Types and 1d. Land Use/Land Cover.

#### (d) Climate and streamflow data

Climate data are from the Sorocaba Automatic Station, made available by the Brazilian National Meteorological Institute (INMET) with a complete historical series. We used data from January 2002 to December 2016. For the calibration step, four streamflow gauge stations of São Paulo State's Department of Water and Electric Energy (DAEE) were used: Code 4E-019 (Iperó); Codes 4E-006 and 4E-004 (Tatuí); and Ccode:4E-001 (Laranjal Paulista). These stations were selected because they have historical series between 2002 and 2016, the same period determined for the hydrological simulation.

#### 5.1.3.3 Hydrological balance

The SWAT model calculates the hydrological balance of the basin considering the previous discussed inputs (2.2). The water balance considers the phase of the hydrological cycle on the ground, which controls the amount of water, sediments, nutrients, and pesticides in the main channel of each sub-basin and the itinerary or route phase of the cycle, which considers the movement of water flow to the discharge point (NEITSCH et al., 2011). The simulation of the hydrological cycle in the soil is based on the equation:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Where  $SW_t$  is the final amount of water in the soil (mmH<sub>2</sub>O);  $SW_0$  is the initial soil moisture on a day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);  $t$  is time in days;  $R_{day}$  the amount of precipitation on a day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);  $Q_{surf}$  the amount of runoff on a day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);  $E_a$  the amount of evapotranspiration on a day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O);  $W_{seep}$  the amount of water entering the aeration zone of the soil profile on a day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O); and  $Q_{gw}$  is the amount of return flow on day  $i$  (mmH<sub>2</sub>O).

Three evapotranspiration estimation methods are available in SWAT; the evaluation of the best method is an important step that influences the result of the hydrological modeling, according to the available data (BRESSIANI et al., 2015b; BRESSIANI, 2016).

The Penman-Monteith (PM) is a combined method (default) based on temperature and radiation. Although it is a standard method, the reduced number of meteorological sources that are needed as required can be a limiting factor for good performance simulation, especially in developing countries (JUNG et al., 2016). The PM method is given by the equation:

$$\lambda E_t = \frac{\Delta (H_{net} - G) + \rho_{air} \cdot c_p \cdot [e_z^0 - e_z]}{\Delta + \gamma \cdot (1 + r_c/r_a)}$$

$\lambda E$  is the latent heat flux density (MJ/m<sup>2</sup>/d);  $E$  is the depth rate evaporation (mm/d),  $\Delta$  is the slope of the saturation vapor pressure-temperature curve,  $H_{net}$  is the net radiation (MJ/m<sup>2</sup>/d),  $G$  is the heat flux density to the ground (MJ/m<sup>2</sup>/d),  $\rho_{air}$  is the air density (kg/m<sup>3</sup>),  $C_p$  is the specific heat at constant pressure (MJ/ kg /°C),  $e_z^0$  is the saturation vapor pressure of air at height  $z$  (kPa),  $e_z$  is the water vapor pressure of air at height  $z$  (kPa),  $\gamma$  is the psychometrics constant (kPa/°C),  $r_c$  is the plant canopy resistance (s/m),  $r_a$  is the diffusion resistance of the air layer (aerodynamic resistance) (s/m).

The Hargreaves method (HG), based only on maximum and minimum temperatures, requires fewer input data; it is suitable for regions with a lack of monitoring. Originally designed to estimate PET in arid regions of California, the method has shown good results in other climatic conditions (WANG et al., 2006; CHEN et al., 2020). The simulation of the HG method is given by the equation:

$$\lambda E_0 = 0.0023 \cdot H_0 \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0.5} \cdot (T_{av} + 17.8)$$

$E_0$  is the PET (mm/d),  $H_0$  is extra-terrestrial radiation ( $\text{MJ}/\text{m}^2/\text{d}^1$ ),  $T_{\text{mx}}$  is the maximum air temperature for a day ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $T_{\text{mn}}$  is the minimum air temperature for a day ( $^{\circ}\text{C}$ ), and  $T_{\text{av}}$  is the mean air temperature for a day ( $^{\circ}\text{C}$ ).

The Priestley-Taylor method (PT), which is based only on radiation, is a simplified method when compared to Penman-Monteith, the humidity and wind speed variables are disregarded, the simulation considering only the solar radiation information. Less used than the other two methods, there are studies in the literature that evaluated this method when radiation monitoring was available (WU et al., 2007; AOUISSI et al., 2016). The simulation from PT is given by the equation:

$$\lambda E_0 = \alpha_{\text{pet}} \cdot \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot (\text{Hnet} - G)$$

$\alpha_{\text{pet}} = 1.28$ , multiplied energy coefficient, and  $E_0$  is PET (mm/d).

The three methods mentioned have good simulation results, varying between regions and the availability of climatic data (AOUSSIS et al., 2016; CHEN et al., 2020). Thus, the three methods for the simulation in the study area were applied to identify the method with the best performance and, from this; the Spearman correlation was applied to assess the mapping results and the hydrological balance.

#### **5.1.3.4 SWAT Calibration and Validation**

The calibration process was done for monthly streamflow through SWAT-CUP applying the Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2) method (ABBASPOUR et al., 2004). This method has a Bayesian framework and determines the uncertainties through the sequential and fitting process. The target for the objective function for streamflow calibration was the Nash and Sutcliffe efficiency coefficient (NS). Its performance was evaluated according to Moriasi et al. (2007). The validation process was conducted from 2012 and 2016.

#### **5.1.3.5 Water Quality Results and Discussion**

Water quality monitoring data contributed to the discussion (BRASIL, 2020). This monitoring present the conditions of the raw water in relation to microbiological contamination, thus, we use monthly the results of *E.Coli*, *Cryptosporidium*, and *Giardia*

referring to the water catchment point for public supply to guide discussions on the SWAT hydrological simulation and its possible uses as an auxiliary tool in water quality surveillance and control. The figure 2 resumes the methodology steps. We conducted a correlation analysis between the LULC percentage of sub-basin, the maximum runoff values, and sediment yield, at the sub-basin level.

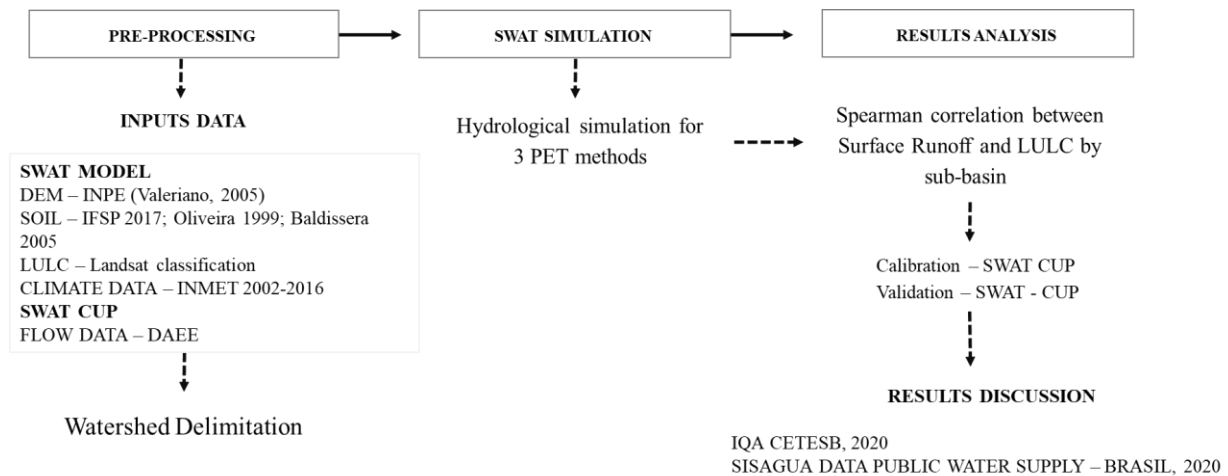


Figure 2. Flowchart Methodology

### 5.1.4 Results and Discussion

The delimited TSW on SWAT corresponds to 4,111 km<sup>2</sup>, with 100 sub-basins and 812 Hydrological Response Units (HRUs). Two slope bands were determined, one from 0 to 8°, and another from 8° to 20°. The predominant soil types in the Basin are Ultisols (53%), followed by Oxisols (38%). In relation to LULC classification conducted for the Basin: 29% of the area corresponds to pasture, 17% to forest; 15% to sugarcane; 12% to permanent cultures; 9% to temporary cultures; 7% to urban areas; 6% to barred soil; 3% to eucalyptus plantations and 2% to water bodies.

To start the hydrological balance, the default value of ESCO (Soil evaporation compensation factor) was changed from 0.95 to 0.75, which is closer to the behavior of hydrographic watersheds in the state of São Paulo (ARMAS, 2007; BRESSIANI, 2016; BRESSIANI et al., 2015b; SANTOS et al., 2020). For tree PET methods, ET ranged from 52% to 60% of precipitation; Surface runoff ranged from 35% to 40% and baseflow was 60%. Fukunaga et al. (2015), Medeiros et al. (2018), and Lopes et al. (2021), obtained similar

results in Brazilian watersheds. Figure 3 presents the simulated uncalibrated results of streamflow applying the three PET methods (PM, HG, and PT) and the observed streamflow for four sub-basins with gauge flow in the same period.

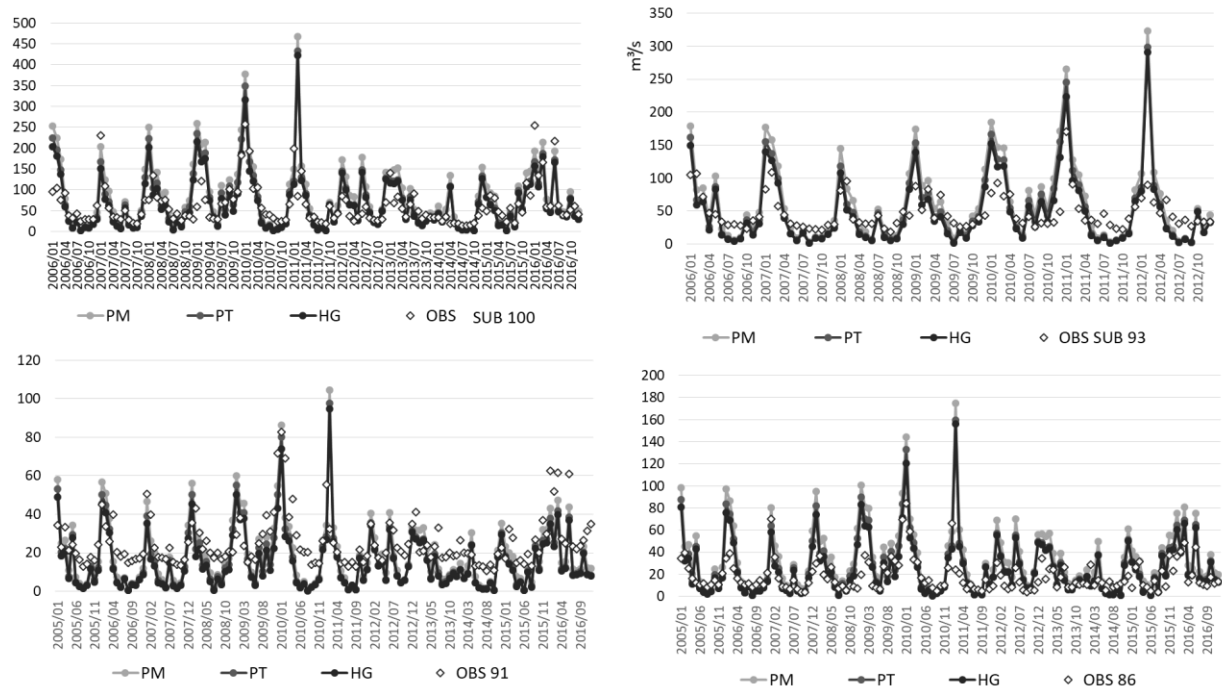


Figure 3. Simulated and observed streamflow for four gauge stations

The model overestimated the peak flows between January and April especially in 2011 when there was an increase in precipitation, and the PM method showed the highest streamflow value. As for the baseflow estimate, the uncalibrated model underestimated the values mainly for sub-basin 91.

The HG presented the best-uncalibrated hydrological balance and the estimated streamflow when compared to the measured data. A similar result was obtained by Jung et al. (2016) that evaluated the PM and HG methods to estimate evapotranspiration in a watershed in South Korea and they calibrated the PET - HG equation to better understand the current hydrological balance of the basin.

The HG method was selected for the calibration step using SUFI-2 in SWAT-CUP. The calibration was performed for monthly streamflow for four gauge stations; table 1 presents the main statistical results of calibration, which presents the summary results for the main statistics for Nash-Sutcliffe (NS) and PBIAS as proposed by Abbaspour (2015). Based

on Moriasi et al. (2007) classification, two gauge stations, located on sub-basins 86 and 93 presented satisfactory results.

<b>Sub-basin</b>	<b>Period</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>PBIAS</b>	<b>KGE</b>
86	2005-2011	0.51	0.50	3.30	0.67
91	2005-2012	0.50	-0.19	41	0.48
93	2002-2008	0.60	0.51	5.2	0.76
100	2006-2011	0.38	0.34	10.6	0.53

Table 1. Statistical results of calibration SUFI2

These results can also be noted by a good adjustment of the baseflow and peaks on the graphs presented in Figure 4. The calibration was unsatisfactory for sub-basin 91, which mainly underestimated baseflow (Figure 4), and for sub-basin 100, the outlet of the watershed. The validation process done for sub-basin 86, in the period from 2012 to 2016, presented satisfactory results, also with an NS of 0.51, similar results were obtained for Qi et al. (2020) and Santos et al. (2020).

Many factors, such as the quality of the input data, an analysis scale, and the period data can influence calibration results (MORIASI et al., 2015) and, the improvement of this stage involves future studies. Although the quality of the input data can be more challenging for some basins, should not be an impediment to use the SWAT model, even in data scarce areas. Its application has been recommended (ROMAGNOLI et al., 2017; QI et al., 2020), because it can still induce more adequate and qualified network and monitoring data, inducing the virtuous process of data improvement. Even in uncalibrated basins, SWAT is applied to assess the impacts of LULC on water quality, among other applications (GASSMAN et al., 2007).

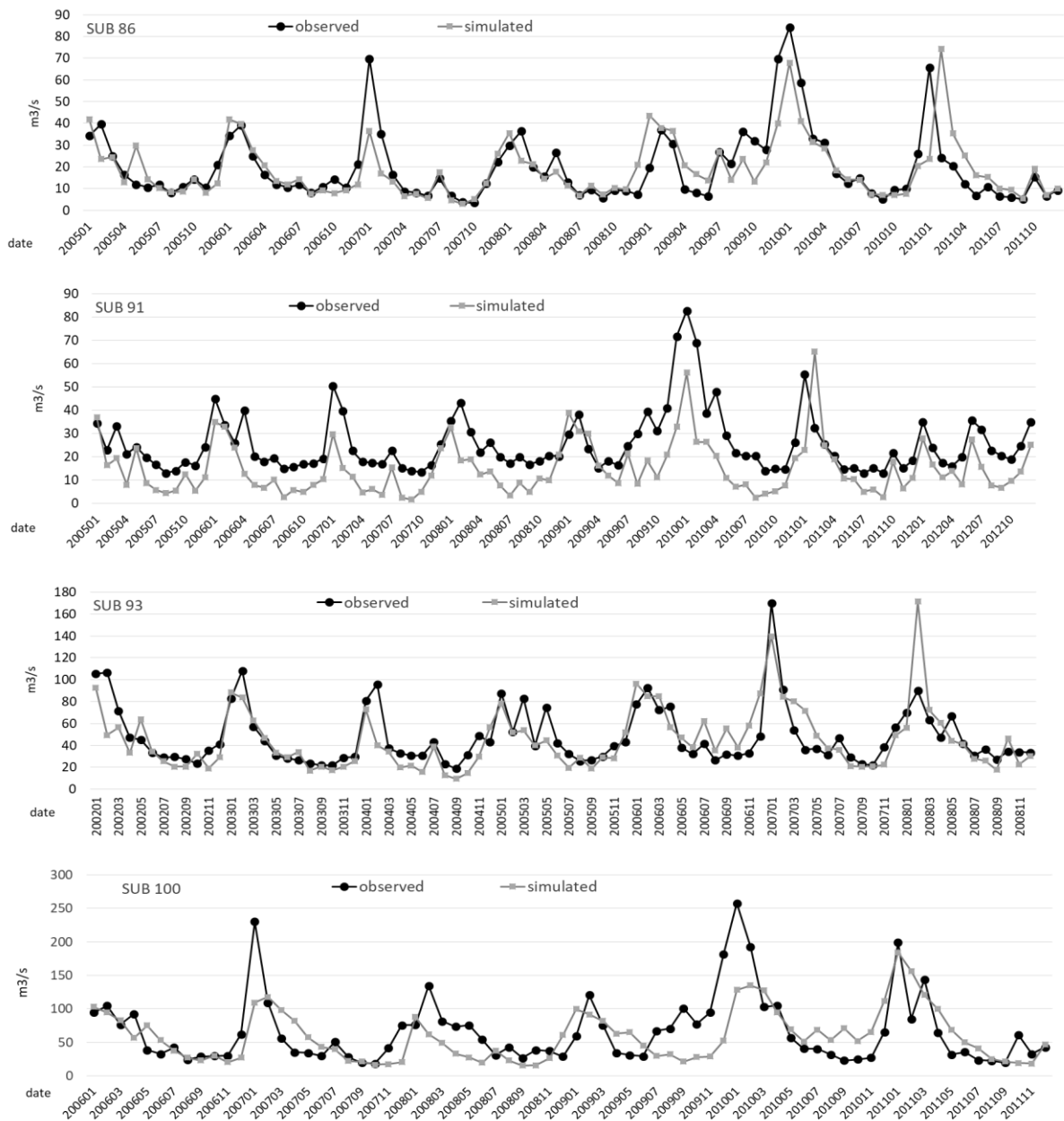


Figure 4. Calibrated and Observed Streamflow Values for Four Gauge Stations

One of the recurrent applications of SWAT is the studies that correlate the impacts of LULC on the hydrological balance (BRESSIANI et al., 2015a). These analyzes are especially important for the integrated water management of watersheds, especially those destined for drinking water. In this way, SWAT can be an auxiliary tool for the planning and zoning of the territory, aiming at the protection of rivers both in terms of water production and maintenance of flows, as well as in terms of water quality.

The correlation matrix between LULC, Sediment, and surface runoff (figure 5) shows that sediment yield (SED\_YELD) had a high positive and significant correlation with bared soil (BARR). For maximum values of surface runoff (SUQmax), there was a significant positive correlation between urban area (URHD) and sugar cane (SUGC), while there was a high significant negative correlation between SUQmax and forest (FRSE).

Runoff is important for pointing out the sub-basins with less water retention in the soil, and it indicates what water sources are more exposed to contamination from anthropogenic activities. This result is important to assess the water catchment points most vulnerable to diffuse pollution.

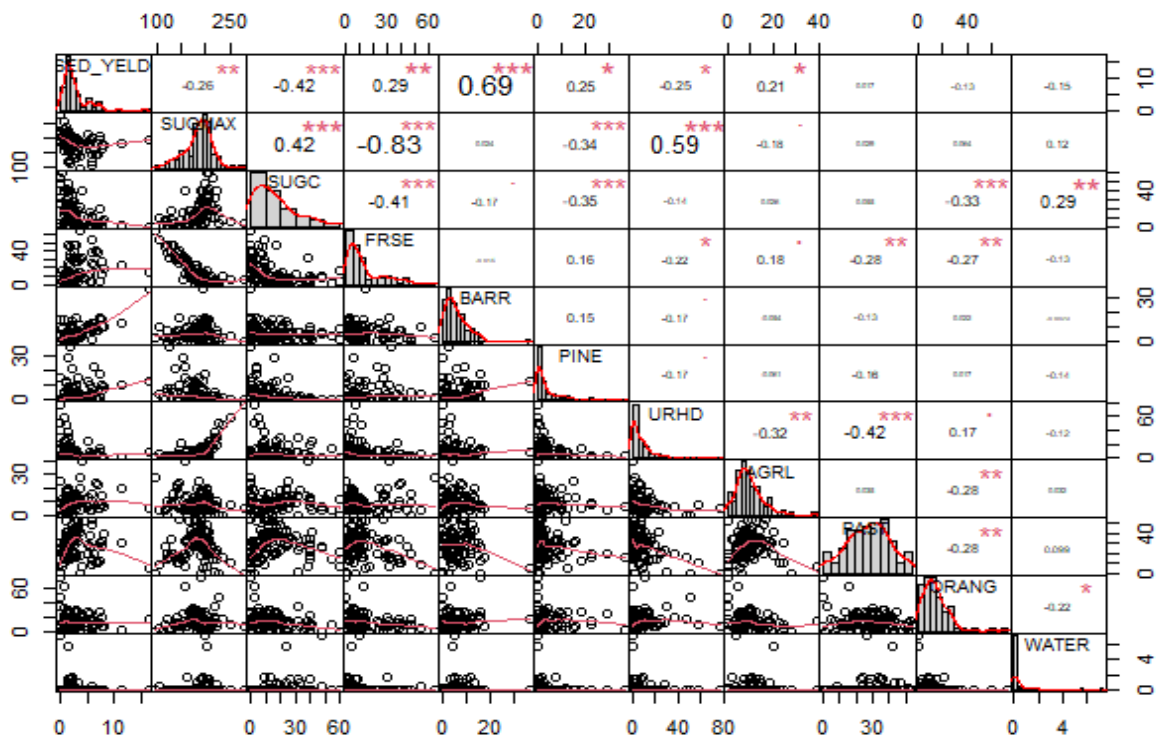


Figure 5. Correlation matrix LUC, Sediment yield, and surface runoff

Astuti et al. (2019), who showed a significant correlation between runoff and urban areas, forests, and agriculture, found similar results. Applying SWAT in order to present the impact of LULC on the hydrological balance over 30 years, Martínez-Retureta et al. (2020), identified that the changes in LULC in the period resulted in increased evapotranspiration and runoff, while percolation and lateral flow reduced, decreasing groundwater storage.



Simulating the replacement of pasture by forest; corn; and for bared soil in the São Francisco river basin, Da Silva et al. (2020) concluded that the worst scenario for the hydrological balance was the bared soil and identified critical areas for the recovery of natural vegetation. Mello et al. (2018) in the Sarapue basin have concluded that rivers with the riparian zone presented better water quality than those with no vegetation, and as for the presence of nitrogen and phosphorus, these were high in areas occupied by agriculture

Taffarello et al. (2018) evaluated the transport of sediments, phosphorus, and nitrogen in the Cantareira supply system, in Brazil and concluded that reforestation scenarios and good agricultural practices get improves to water quality.

Thus, considering the main occupation and surface runoff of the public supply sub-basin, we evaluated the monitoring of *E.Coli* on raw and treated water in the municipalities supplied by surface water in the basin. Figure 6 shows the results of the mapping of the main LULC, surface runoff, sediment yield, and the concentration of *E.Coli* at the supply catchment points.

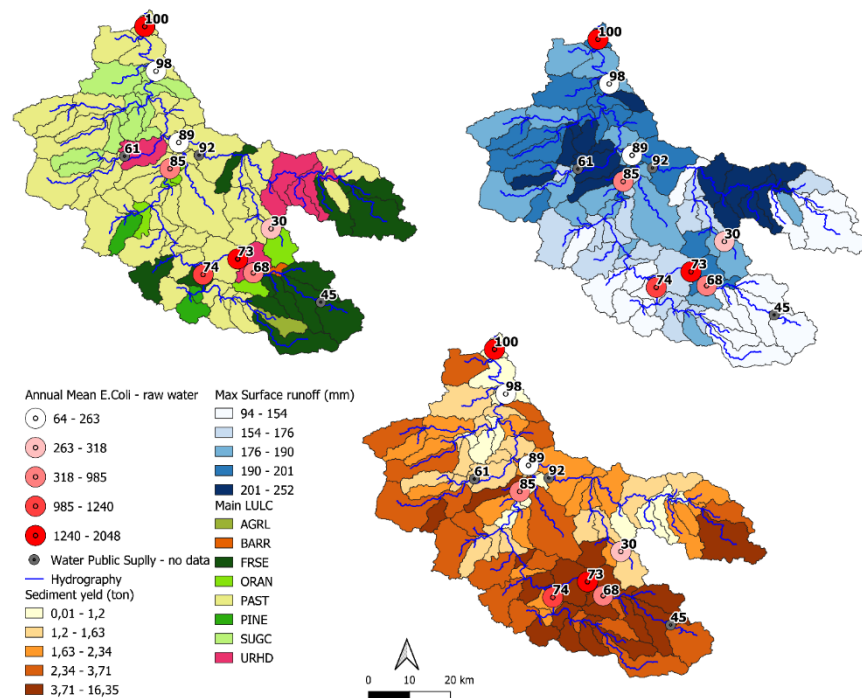


Figure 6. Main LULC (ha) for sub-basin; Surface runoff max (mm); Sediment out (ton).

According to data obtained by the sanitation companies for the year 2020 at the watershed, *E.Coli* was detected in 80% of samples in raw waters with high concentrations in

five points used by public supply. The sub-basin 100, the outlet of the watershed, presented the highest concentrations of *E. Coli*, all in the rainy months. The sub-basins 73, 74 e 68 presented the highest annual mean, however, no point was higher or equal than 1,000 *Escherichia coli*/100mL, limit defined in Brazilian water standard (BRASIL, 2017). No monitoring data were registered for *Giardia* spp cysts. and *Cryptosporidium* spp.

From 2,166 surveillance samples of the drinking water analyzed (after water treatment), carried out in the study area in 2020 (BRASIL, 2021), 365 registered turbidity above the standard values; 47 presented chlorine below the minimum necessary for water safety; 117 detected Coliforms and 4 of them *E.Coli* (BRASIL, 2017). The sub-basins 89 and 98 presented the highest percentage of the non-conformity for coliforms (8.16% and 6.80%, respectively) and the highest turbidity values were observed in sub-basins 89; 68; 92, and 98 respectively.

Despite the high concentrations of *E.Coli* in the raw water, the water treatment seems to remove efficiently. However, it is necessary to evaluate the limitations of these types of monitoring. Of the total analyzed, only 28% were collected in days after rain events (48h), which are more likely to carry contaminants to the water sources and, consequently, to water treatment plants. Furthermore, it is necessary to evaluate other water quality parameters, such as chemical contaminants.

Hereupon, health surveillance may require additional monitoring depending on the characteristics of the basin (BRASIL, 2017). Thus, due to the predominance of pasture in the basin, it would be important to monitor *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp even though *E.Coli* did not exceed the reference values as noted by Breternitz et al. (2020).

Water quality monitoring is an important instrument for assessing the conditions of the water sources, but it should not be the only one, since it captures a moment that has already passed. The WHO (2015) warns that water quality surveillance should not be limited to the analysis of these data and that making decisions based only on the monitoring results is *too little, too late*, and the regulatory and inspection actions must be focused on the integrated analysis of all factors related with water resources in the basin.

Thus, the hydrological modeling can be introduced in the routine of regulatory agencies to optimize the sample analyzes, improving the health risk assessment, and reducing the cost of all processes. Modeling is important both for an environmental diagnosis based on water

availability and for integrated water management to support decisions on the recovery of water sources and on water security (WANG et al., 2016).

### 5.1.5 Conclusion

The SWAT simulation showed high correlation between LULC and the runoff showing the catchment points of the public supply most vulnerable to diffuse pollution. The calibration process was satisfactory although future studies can improve the results with more climate and flow stations.

Other studies are needed to correlate and predict water quality for biological parameters and LULC. However, the use of models allows an expanded view of the dynamics of the determinants of water quality in the basin, far beyond what is possible to observe by looking only at the monitoring results. For this reason, it is a powerful instrument to facilitate interaction between all actors involved in the management of the quality of public water supply within the basin and, in this way, promote water security, as advocated by the sustainable development goals of the 2030 Agenda.

### 5.1.6 References

ABBASPOUR, K.C., JOHNSON, C.A., VAN GENUCHTEN, M.T. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. **Vadose Zo. J.** 3, 1340. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.1340>, 2004.

ARMAS E.D, MONTEIRO R.T.R., ANTUNES P.M, SANTOS M.A.P.F, CAMARGO P.B, ABAKERLI R.B, Spatial-temporal diagnostic of herbicide occurrence in surface waters and sediments of Corumbataí River and main effluents. **Química Nova**, 30(5): 1119-1127, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000500013>

ARNOLD, J.G., MORIASI, D.N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K.C., WHITE, M.J., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., HARMEL, R.D., GRIENSVEN, A VAN, VANLIEW, M.W., KANNAN, N., JHA, M.K. SWAT: Model use, calibration, and validation. **ASABE** 55: 1491–1508, 2012. Doi: 10.13031/2013.42256

AOUISSI J, BENABDALLAH S, CHABAÂ Z.L, CUDENNEC C. Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia. **Agricultural Water Management** 174: 39-51, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.03.004>

ASTUTI, I.S., SAHOO, K., MILEWSKI, A. Impact of Land Use Land Cover (LULC) Change on Surface Runoff in an Increasingly Urbanized Tropical Watershed. **Water Resources Management** 33: 4087–4103 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02320-w>

BALDISSERA G.C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT (MS Thesis) Mato Grosso Federal University, Cuiabá, Brazil (2005).

BLAINSKIE, PORRAS E.A.A, GARBOSSA L.H.P, PINHEIRO A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v.22 (33): 1-12, 2017. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>

BRASIL, 1997. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação MS/GM nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde [Internet]. Diário Oficial da União, Brasília (DF), 2017

BRASIL. Ministério da Saúde. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano SISAGUA. Controle e Vigilância Mensal. <https://dados.gov.br/organization/ministerio-da-saude-ms>

BRESSIANI D. A., GASSMAN P. W., FERNANDES J. G., GARBOSSA L. H. P., SRINIVASAN R., BONUMÁ N. B., MENDIONDO, E. M. A Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **Int. J Agric & Biol Eng**, 2015a, 8(3): 9–35. Doi: 10.3965/j.ijabe.20150803.1765.

BRESSIANI D. A, SRINIVASAN R, JONES C. A, MENDIONDO E. M. Effects of spatial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **Int. J Agric & Biol Eng**, 2015b, 8(3): 125–139. Doi: <https://ijabe.org/index.php/ijabe/article/view/970/0>

BRESSIANI D.A. Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting (PhD THESIS). University of São Paulo, 2016.

BRETERNITZ B.S, VEIGA D.P.B, RAZZOLINI T.P, NARDOCCI A.C. Land use associated with *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp. in surface water supply in the state of São Paulo, Brazil. **Environmental Pollution** v. 266(3), 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115143>

CARVALHO L, MACKAY E.B, CARDOSO A.C, BAATTRUP-PEDERSEN A, and BIRK S, BLACKSTOCK K.L, SOLHEIM A.L. Protecting and Restoring Europe’s waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. **Science of the Total Environment**, 658: 1228–1238, 2019. Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.255

CETESB. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018. Séries Relatórios, CETESB 2019. ISSN 01034103. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CHEN H, LUO Y, POTTER C, MORAN P.J, GRIENEISEN M.L, ZHANG M. Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. **Water Research** 121: 374-385, 2017. DOI:10.1016/j.watres.2017.05.032

CHEN M, GASSMAN P.W, SRINIVASAN R, CUI Y, ARRITT R. Analysis of alternative climate datasets and evapotranspiration methods for the Upper Mississippi River Basin using SWAT within HAWQS. **Science of the Total Environment** 720: 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137562>

CHOI JIN-YONG, ENGEL B.A, FARNSWORTH R.L. Web-based GIS and Spatial Decision Support System for Watershed Management. **Journal of Hydroinformatics**, v.7 (3): 165-174, 2005. <https://doi.org/10.2166/hydro.2005.0014>

DA SILVA V.P.R, SILVA M.T, SINGH V.P, SOUZA E.P, BRAGA C.C, HOLANDA R.M, ALMEIDA R.S.R, SOUSA F.A.S, BRAGA A.C.R. Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. **Catena** v. 162: 166-176, 2018. DOI:10.1016/j.catena.2017.11.024

DAN SHRUBSOLE, DAN WALTERS, BARBARA V, and BRUCE M. (2017) Integrated Water Resources Management in Canada: the experience of watershed agencies, **International Journal of Water Resources Development**, 33 (3): 349-359, DOI: 10.1080/07900627.2016.1244048

FABH-SMT. Fundação Agência de Bacia Hidrográfica Sorocaba e Médio-Tietê. Comitê da Bacia Hidrográfica Sorocaba-Médio Tietê. Relatório de Situação 2020. [https://www.agenciasmt.com.br/admportal\\_arquivos](https://www.agenciasmt.com.br/admportal_arquivos)

FORMIGA-JOHNSON R. M, BRITTO A. L. Water security, metropolitan supply and climate change: some considerations concerning the Rio de Janeiro case. **Ambiente & Sociedade**, 23, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190207r1vu202016td>

FRANCESCHINI A. T. L. Variabilidade temporal e espacial da precipitação incidente sobre a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Sorocaba e Médio Tietê e anomalias / Andréa Teixeira de Lima Franceschini, 2016. <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/138198>

FUKUNAGA D.C, CECÍLIO R.A, ZANETTI S.S, OLIVEIRA L.T, CAIADO M.A.C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena** (125): 206-213, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.032>

GASSMAN P.W, REYES M.R, GREEN C.H, ARNOLD J.G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **Trans. ASABE**, 50 (4): 1211-1250, 2007. Doi: 10.13031/2013.23637

GONG X, BIAN J, WANG Y, JIA Z, WAN H. Evaluating and Predicting the Effects of Land Use Changes on Water Quality-Using SWAT and CA–Markov Models. **Water Resources Management** 33:4923–4938, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02427-0>

GUERRA L. V, SILVA, B. D. (2018). Vigilância da qualidade da água para consumo no estado do Rio de Janeiro. **Ambiente & Sociedade** 21, 2018. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0097r2vu1813td>

HAMEL P; BREMER L.L; PONETTE-GONZÁLEZ A.G; ACOSTA E; FISHER J.R.B; STEELE B; CAVASSANI A.T; KLEMZ C; BLAINSKI E; BRAUMAN K.A. The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. **Science of the Total Environment** 705, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135871>

HANDAM N. B, SANTOS J. A. A, MORAES NETO A. H. A, ALENCAR M. F, LEAL I, FERRAZ C, SOTERO-MARTINS A. (2020). Drinking water quality in Brazilian urban slums. **Revista Ambiente & Água**, 15(3), 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2532>

IPT. Plano de bacia da unidade de gerenciamento de Recursos hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10) - revisão para atendimento da deliberação CRH 62. Relatório Final. Centro de Tecnologias Ambientais e Energéticas - CETAE Laboratório de Recursos Hídricos e Avaliação Geoambiental – LabGeo, 2008.

JUNG C, LEE D, MOON J. Comparison of the Penman-Monteith method and regional calibration of the Hargreaves equation for actual evapotranspiration using SWAT-simulated results in the Seolmacheon basin, South Korea. **Hydrological Sciences Journal** v.61 (4): 793-800, 2016. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.943231>

LIU Y, WANG R, GUO T, ENGEL B.A, FLANAGAN D.C, LEE J.G, PIJANOWSKI B.C, COLLINGSWORTH P.D, WALLACE C.W. Evaluating efficiencies and cost-effectiveness of best management practices in improving agricultural water quality using integrated SWAT and cost evaluation tool. **Journal of Hydrology** 577, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.123965>

LOPES T.R, ZOLIN C.A, MINGOTI R, VENDRUSCULO L.G, ALMEIDA F.T, SOUZA A.P, OLIVEIRA R.F, PAULINO J, ULIANA E.M. Hydrological regime, water availability and land use/land cover change impact on the water balance in a large agriculture basin in the Southern Brazilian Amazon. **Journal of South American Earth Sciences** (108), 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103224>

MARTINEZ-RETURETA R; AGUAYO M; STHER A; SAUVAGE S; ECHEVERRIA C; SÁNCHEZ-PÉREZ J. M. Effect of Land Use/Cover Change on the Hydrological Response of a Southern Center Basin of Chile. **Water** 12 (1), 302, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12010302>

MEDEIROS I.C, COSTA SILVA J.F.C.B, SILVA R.M, SANTOS C.A.G. Run-off–erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil.

**International Journal of Environmental Science and Technology** 16: 3035–3048, 2019.  
<https://doi.org/10.1007/s13762-018-1940-3>

MELLO K, RANDHIR T. Diagnosis of water crises in the metropolitan area of São Paulo: policy opportunities for sustainability. **Urban Water Journal** 15 (1): 53-60, 2018. DOI: 10.1080/1573062X.2017.1395895

MELLO, K. DE, VALENTE, R. A., RANDHIR, T. O., DOS SANTOS, A. C. A., & VETTORAZZI, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **CATENA**, 167: 130–138. doi:10.1016/j.catena.2018.04.027

MORIASI D.N, ARNOLD J.G, LIEW M.W.V, BINGNER R.L, HARMEL R.D, VEITH T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **ASABE** 50 (3): 885-900, 2007. Doi: 10.13031/2013.23153

MORIASI, D. N, GITAU, M. W, PAI, N, DAGGUPATI, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. Trans. **ASABE**, 58(6): 1763-1785. <http://dx.doi.org/10.13031/trans.58.10715>.

OLIVEIRA, V. A. MELLO, C. R. VIOLA, M. R., SRINIVASAN, R.S. Land-use change impacts on the hydrology of the upper Grande river basin, Brazil. **CERNE**, v. 24 (4): 334-343, 2018. <https://doi.org/10.1590/01047760201824042573>

QI J, ZHANG X, YANG Q, SRINIVASAN R, ARNOLD J.G, LI J, WALDHOLF S.T, and COLE J. SWAT ungauged Water quality modeling in the Upper Mississippi River Basin. **Journal of Hydrology** 584, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124601>.

RIBAS M.A.P.T. Diretrizes para Gestão Regional de Saneamento Básico: Aplicação na Bacia do rio Sorocaba, UGRHI 10, Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT, para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental, 137p. São Paulo, 2010.

ROMAGNOLI M, PORTAPILA M, RIGALLI A, MAYDANA G, BURGUÊS M, GARCIA C.M. Assessment of the SWAT model to simulate a watershed with limited available data in the Pampas region, Argentina. **Science of The Total Environment** v.596–597: 437-450, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.041>

SANTOS A.C.A, SILVA E.M, FRANCA G.C, CHINAQUE F.F, ARRUDA E.M. Avanços e desafios na gestão hídrica: O Comitê de Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê (São Paulo, Brasil). **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 4 (1): 88-97, 2016. <https://doi.org/10.4322/2359-6643.04112>

SANTOS F.M, OLIVEIRA R.P. MAUAD F.F. Evaluating a parsimonious watershed model versus SWAT to estimate streamflow, soil loss and river contamination in two case studies in Tietê river basin, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies** (29), 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100685>

SÃO PAULO, 1991. Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 31 dezembro.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Marcio Rossi. – São Paulo: Instituto Florestal, 2017. 118p. <http://www.iflorestal.sp.gov.br> ISBN: 978-85-64808-16-4

SOWAH R.A. BRADSHAW K, SNYDER B, SPIDLE D, MOLINA M. Evaluation of the soil and water assessment tool (SWAT) for simulating E. coli concentrations at the watershed-scale. **Science of the Total Environment** 746, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140669>.

SPENCE, C., WOLFE, J. D., WHITFIELD, C. J., BAULCH, H. M., BASU, N. B., BEDARD-HAUGHN, A. K., STRICKERT, G. (2018). Prairie water: a global water futures project to enhance the resilience of prairie communities through sustainable water management. **Canadian Water Resources Journal**, 44(2): 115–126. doi:10.1080/07011784.2018.1527256

TAFFARELLO D, SRINIVASAN R, MOHOR G.S, GUIMARÃES J.L.B, CALIJURI M.C, MEDIONDO E.M. Modeling freshwater quality scenarios with ecosystem-based adaptation in the headwaters of the Cantareira system, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences** 22: 4699–4723, 2018. <https://doi.org/10.5194/hess-22-4699-2018>

TUNDISI J.G, TUNDISI T.M. Integrating Ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology** V. 16 (2): 83-91, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.03.006>

VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiânia, GO. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005. p. 1-8. TOPODATA Project Directory and Data: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>

VEIGA D.P. B, GUANDIQUE M. E.G, NARDOCCI A.C. Land use and water quality in watersheds in the State of São Paulo, based on GIS and SWAT data. **Rev. Ambiente. Água**, v. 14 (5), 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2325>.

WANG, G., MANG, S., CAI, H. et al. Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. **J. For. Res.** 27: 967–994 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0293-3>

WANG R; YUAN Y; YEN H; GRIENEISEN M; ARNOLD J; WANG D; WANG C; ZHANG M. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the Total Environment** 669: 512-526, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.141>

WHO. Effective approaches to drinking water quality surveillance. In: **Meeting Report Protocol on Water and Health**. World Health Organization, Regional Office for Europe, Oslo, Norway, 2015.



WOZNICKI, S. A., NEJADHASHEMI, A. P., ABOUALI, M., HERMAN, M. R., ESFAHANIAN, E., HAMAAMIN, Y. A., ZHANG, Z. Ecohydrological modeling for large-scale environmental impact assessment. **Science of the Total Environment**, v. 543: 274–286, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.044>

WU K, JOHNSTON C.A. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. **Journal of Hydrology** 337, (1-2): 187-199, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.030>

## **5.2. MANUSCRITO 2 - Pesticides and risk for drinking water sources in a Brazilian watershed**

Veiga D.P.B<sup>1</sup>; Bressiani D. A<sup>2</sup>; Gamero M.E.G<sup>3</sup>; Nardocci A.C<sup>1</sup>

*1. Environmental Health Department, School of Public Health, University of São Paulo, São Paulo, Brazil - <https://orcid.org/0000-0003-0317-245X>; <https://orcid.org/0000-0002-0961-4725>*

*2. Technological Development Center of Federal University of Pelotas (UFPel), Rio Grande do Sul, Brazil - <https://orcid.org/0000-0002-3773-1574>*

*3. Institute of Science and Technology of Paulista State University (UNESP-Sorocaba) São Paulo, Brazil - <https://orcid.org/0000-0001-9738-0932>*

### **Manuscrito submetido para a revista Water Supply - IWA**

#### **ABSTRACT**

Brazil is one of countries with the highest consumption of pesticides, and the population's mistrust regarding the safety of water, food, and air quality has been increasing. The pesticide monitoring in drinking water provided in national legislation, is not adequate with the agricultural calendar of the regions, mainly due to the lack of public application data. This study's main goal was to evaluate the impacts of pesticide applications on an important human water supply region. Therefore, we simulated three different pesticides usage scenarios on a calibrated and validated Soil & Water Assessment Tool (SWAT) model, for the Tietê-Sorocaba watershed, to evaluate the exposure of the rivers that supply water for the region. The results were satisfactory to assess the environmental behavior and transportation of pesticides to public water sources, indicating the most critical periods for each type of pesticides and sub-basin. SWAT proved to be an important tool to support sampling plans more consistent with the agricultural calendar; however, pesticides application data in these areas are necessary for greater reliability on the model results and analysis.

**Keywords:** SWAT model; pesticides; drinking water quality; environmental health

### 5.2.1 Introduction

Pesticide residues in the environment are subject to assessment for both the protection of aquatic life and the risk to human health. The main processes involving the transportation of pesticides on water bodies involve degradation, volatilization, runoff, and leaching that occur at different intensities depending on the hydrological and environmental characteristics of the watershed; modeling these processes is an important step for assessing the exposure of the water sources (Mottes et al., 2014; Syafrudin et al., 2021).

The three countries that consume the most pesticides in the world are the USA, China and Brazil (Moraes, 2019). Brazilian annual pesticide consumption is around 500 thousand tons, with increased usage records every year (IBAMA, 2018). Pesticides frequently are detected in public water sources supply of those countries (Gillion et al., 2006; Toccalino et al., 2014; Huang et al., 2019; Wang et al., 2019; Caldas et al., 2019; Castro Lima et al., 2020); as in Europe (ISPRA 2018; Hvezdová et al., 2018; Castle et al., 2018).

Although less than 2% of the total used reaches the water bodies (CAPEL et al., 2001), the occurrence of pesticides in drinking water has been often related to health outcomes as, congenital malformations, interrupt hormone balance, and carcinogenic effects (Winston et al., 2016; Stayner et al., 2017; Fang et al., 2019; Alberg et al., 2020; Pascale et al., 2020). Despite the evidence, the monitoring of pesticides in drinking water still faces relevant limitations, which start with the prioritization of the substances, detection methods, delays between sample collection and results, threshold values, sampling plan, among others.

In the USA, for example, the Geological Survey (USGS) concluded that 87% of pesticides detected in groundwater do not have an established limit value for drinking water (Toccalino et al., 2014). The EU Directive, the most restrictive legislation about maximum values, cannot guarantee that supply systems are under limits (ISPRA 2018; Castle et al., 2018; Cui et al., 2020). Otherwise, the restricted number of monitored substances is also a matter of the World Health Organization (WHO) Guidelines.

In Brazil, the national regulation (Brasil, 2017) determines that the sampling plan for pesticides in drinking water must be based on the agricultural calendar and the types of substances used in the public supply watershed. However, only 27 pesticides (the minimum) had samples collected twice a year by the supply services in the country (Brasil 2018; Valentim et al., 2019).

In 2021, the Brazilian Ministry of Health published a new ordinance on potability (Brasil, 2021) expanding the monitoring to 40 pesticides and the water supply companies have a year to adapt. Although the Unified Health System (SUS) seeks to cover a greater number of pesticides in water, as well as a reduction of the Maximum Allowable Values, monitoring in Brazil faces a major challenge, which is the lack of information on pesticide application.

Even though Brazil has one of the most modern agricultures in the world, with public and private investments in agricultural technology, there is still no information system with available data of active ingredient, sprayed culture, and time. These informations are elementary for the health services, water companies, and environmental agencies to carry out risk assessments of water sources and develop measures to mitigate and reduce human exposure, as recommended by the WHO (2015).

Hydrological modeling linked to land use information has become a powerful tool for predictive scenarios studies and has been used to facilitate water resources integrated management. SWAT is widely used in research that seeks to assess the hydrological balance of watersheds, land use/land cover (LULC) scenarios and has validated efficiency for the simulation of these and other physical processes around the world and in Brazil (Arnold et al., 2012; Abbaspour et al., 2015; Bressiani et al., 2015; Kouchi et al., 2017; Wallace et al., 2018).

In recent years, SWAT's use to simulate water quality has been gaining prominence in some countries, especially where there is monitoring data of qualitative variables since it has the potential to collaborate in assessments of the susceptibility to contamination. This can contribute to effective sampling plans, but also in the prevention and mitigation of human pesticides exposure by drinking water.

Chen et al. (2017) used SWAT to evaluate the runoff of pesticides in the Sacramento and São Joaquim watersheds in U.S.A; they found a correlation between runoff, precipitation, and flow out. SWAT contributed to the assessment of 27 basins in the U.S. to estimate aquatic exposure to the herbicide Atrazine, according to Winchell et al. (2017). The authors also concluded that even in non-calibrated conditions the SWAT model was able to estimate the maximum annual concentrations of the pesticide when observable data on the substance is available.

Considering that the SWAT model has been applied extensively and satisfactory results have been reported for diverse spatial agricultural scales (Ouyang et al., 2017). This study applied SWAT modeling in water supply watershed as a support tool for risk assessment and water quality surveillance. Therefore three typical pesticide use scenarios were simulation to assess pesticide transport and identify more vulnerable supply systems.

### 5.2.2 Methodology

The study area is an important region in the state of São Paulo, with a population of 1,980,443 inhabitants; the main economic activities are agricultural and industrial. As seen in Figure 1, the LULC from pasture, sugarcane, and rotation agriculture stand out respectively. The predominant types of soils are the Oxisols, followed by the Ultisols; the relief consists of hills with slopes of 6% to 20% (Ribas, 2010). The predominant climate according to Koppen’s classification is the dry subtropical (Cwa) and subtropical (Cwb); the rainy season occurs in the summer (October to March) with a dry winter (April to September); the average annual precipitation is of 1,500 to 2,000 mm/year (Franceschini, 2016).

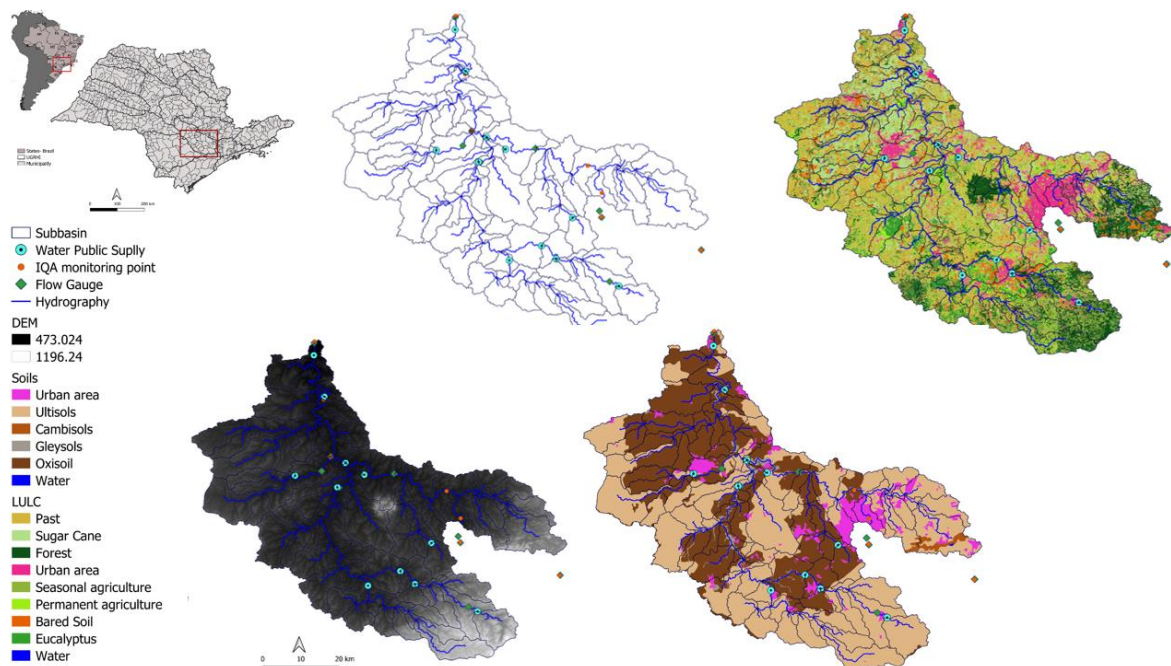


Figure 1. LULC of Study area and location of catchment points

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) is a mathematical model continuous and physically-based hydrological model developed to explore the effects of LULC, best management practices, and climate on the hydrological balance of a watershed, based on climatic variables, soil characteristics, and LULC of the basin, calculating the runoff, infiltration, evapotranspiration, lateral flow and percolation (Arnold et al., 2012).

As input data was used the Digital Elevation Models (DEM), available from the National Institute for Space Research (INPE) with a resolution of 30m. Soil data from the region were adapted from the São Paulo State Pedological Survey by the Forestry Institute (2017), Baldissera (2005) and Oliveira (1999).

The classification of LULC built from the mosaic scenes from the LANDSAT satellite (2018) and Climate data from the Sorocaba Automatic Station, available by the National Meteorological Institute (INMET) with a complete historical series, from January 2002 to December 2016. The calibration process was performed on the SWAT-CUP SUIFI-2 and previous publication presents detailed information for this step.

#### *Pesticides data*

Three pesticide scenarios were defined for the main agricultural crops in the watershed. Brazil does not have a pesticides application public dataset, so for the definition of the scenarios were chosen three different pesticides that are regular consumers: atrazine, chlorpyrifos, and carbaryl. Table 1 shows the input data for the pesticides chosen. For the environmental characteristics of each pesticide were used the SWAT default values and the applied volume was considered the quantity recommended by the package insert.

<b>Inputs</b>	<b>1. Atrazine</b>	<b>2.Chlorpyrifos</b>	<b>3.Carbaryl</b>
SKOC			
Soil adsorption coefficient [(mg/kg)/mg/L]	171	6070	300
PST_WOF			
Wash-off fraction	0.45	0.65	0.55
HLIFE_F			
Degradation half-life of the chemical on the foliage (days)	7	3.3	7
HFLIFE_S			
	75	50	16

Degradation half-life of the chemical in the soil (days)			
AP_EF	0.75	0.75	0.75
Application efficiency			
PST_WSOL			
Solubility of the chemical in water (mg/L)	34.7	1.2	120
LULC	Sugar cane	Pasture	Generic Agriculture
Date Application	January	February	September
Volume a.i (kg/ha)	4	0.480	0.144

Table 1. Definition of pesticide use scenarios in the basin, according to indication of use and quantity of active ingredient per commercial product of the Sevin 480SC PB Brazil / Atrazine 500SC Nortox / Chlorpyrifos EC Nortox package inserts.

The model simulates the transport of pesticides to the water sources through surface runoff and into the profile of the soil and the aquifer through percolation based on the GLEAMS algorithms through the washing equations (a portion of pesticides washed from the foliage in a precipitation event); degradation of pesticides; and leaching (Neisch et al., 2011). The total outputs provided by SWAT refer to the transportation of pesticides to water sources, air, and deposition in the sediment and riverbed. Table 2 shows all the outputs and respective definitions.

Outputs	Definition
SOLPST_IN	Soluble pesticide transported with water into reach
SOLPST_OUT	Soluble pesticide transported with water out of reach
SORPST_IN	Pesticide sorbed to sediment transported with water into reach (mg)
SORPST_OUT	Pesticide sorbed to sediment transported with water out of reach (mg)
REACTPST	Loss of pesticide from water by reaction (mg)
VOLTPST	Loss of pesticide from water by volatilization (mg)
SETTPST	Transfer of pesticide from water to river bed sediment by settling
RESUSP_PST	Transfer of pesticide from river bed sediment to water by resuspension (mg)
DIFFUSEPST	Transfer of pesticide from water to river bed sediment by diffusion (mg)
REACBDPST	Loss of pesticide from river bed sediment by reaction (mg)
BURYPST	Loss of pesticide from river bed sediment by burial (mg)
BED_PST	Pesticide in river bed sediment (mg)

Table 2. SWAT outputs for pesticide simulation

In order to assess the vulnerability of public water sources regarding contamination of pesticides were carried out the simulations of application and transport of soluble and sorbed

pesticides transported by surface runoff, lateral flow and percolation. The soluble pesticide transported by runoff is calculated by the equation:

$$Pst_{surf} = \beta_{pst} \cdot conc_{pstflow} \cdot Q_{surf}$$

Where  $Pst_{surf}$  is the pesticide removed by runoff (kg/ha),  $\beta_{pst}$  is the percolation coefficient of the pesticide and  $conc_{pstflow}$  is the concentration of pesticide in the mobile water to the top of 10mm of the soil and  $Q_{surf}$  is the surface runoff generated in a certain day (mm).

The amount of pesticides transported with the sediment to the source is calculated by the equation:

$$Pst_{sed} = 0.001 \cdot C_{solidphase} \cdot sed/area_{hru} \cdot \epsilon_{pstsed}$$

Where  $Pst_{sed}$  is the amount of absorbed pesticide transported to the river in runoff (kg/pst/ha),  $C_{solidphase}$  is the concentration of pesticides in sediments in the upper 10mm (g pst/metric ton of soil),  $sed$  is the sediment produced in a given day (metric tons),  $area_{hru}$  is the HRU area (ha), and  $\epsilon_{pstsed}$  is the pesticide enrichment rate.

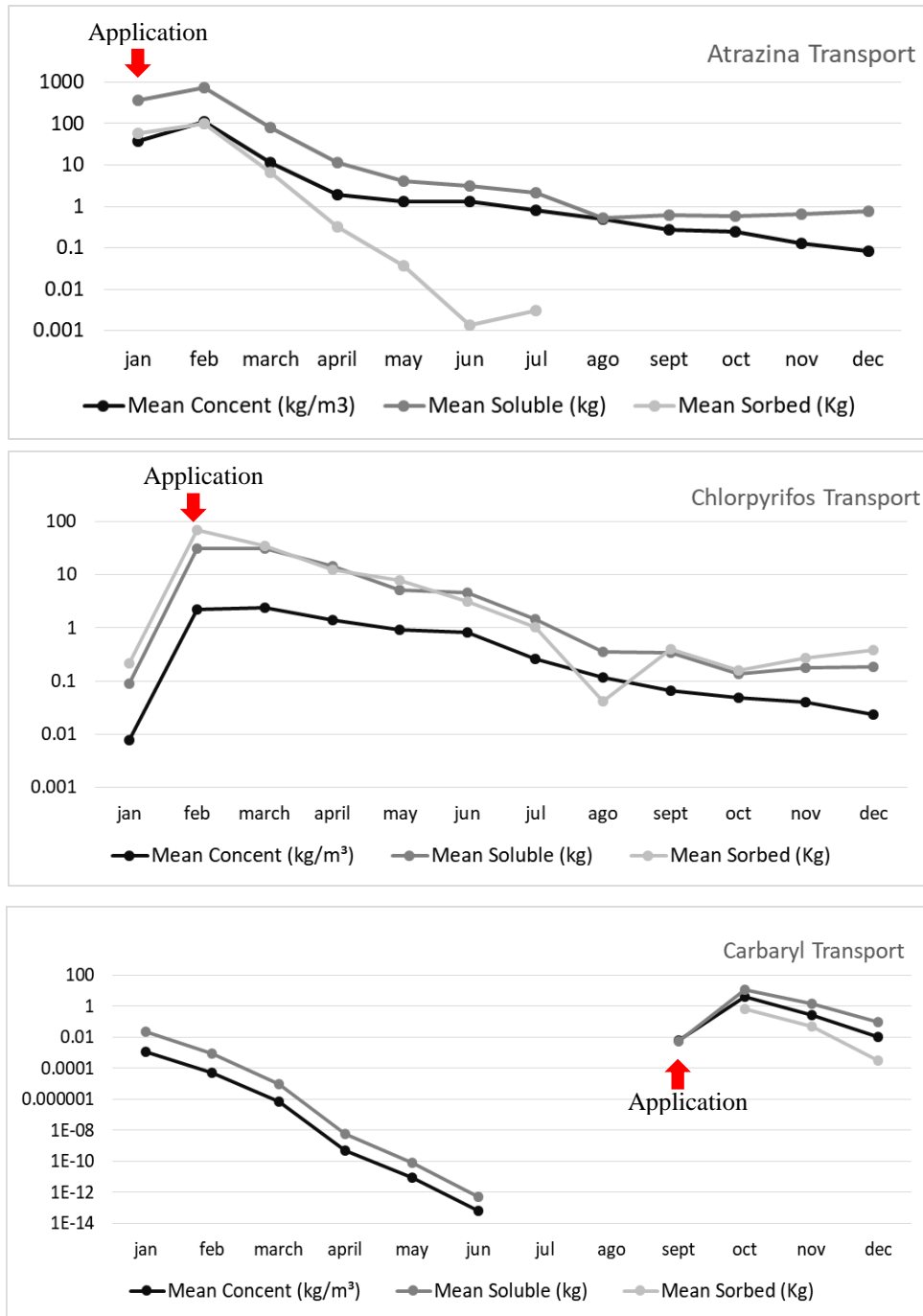
For analysis, the results of the simulations were compared with the data of the pesticides in water from the national drinking water quality information system that is an open-access dataset of the Ministry of Health (Brasil, 2020).

### ***5.2.3 Results and discussion***

Considering the proposed scenarios, the largest annually volume of pesticides used in the watershed corresponds to Atrazine with 235,464 kg; followed by Chlorpyrifos at 57,565 kg and Carbaryl at 5,889 kg. The main form of transport of pesticides to the water sources occurred through surface runoff, both in dissolved and sorbed form. Armas (2007) described similar results in simulated scenarios for the use of pesticides in sugarcane in the Corumbataí basin in São Paulo.

Of the total transported, the largest amount occurred until the 3rd month after application as shown in Figure 2.





**Figure 2.** Monthly mean of load of dissolved, sorbed, concentration pesticides to water sources in the simulated period (Log scale).

This result is consistent since pesticides are most susceptible to runoff immediately after application between 0.25 to 0.85 cm from the soil surface (Syafudin et al., 2021). The estimated pesticide transport for Atrazine, Chlorpyrifos e Carbaryl has shown that stream

load peaks occurred within two weeks and one month after application, varying over the year according to the occurrence of rain.

The Carbaryl peaked two weeks after application and has a more pronounced load reduction over the months when compared to Atrazine and Chlorpyrifos. This can be related to its greater water solubility. In the sorbed form, the transport occurred in the three months following the application. In the dissolved form, the months of July and August did not present residue quantified by the simulation.

The behavior of Atrazine also showed load peak weeks after application; however, it was more stable with a smaller and slower reduction over the months compared to Carbaryl. The Chlorpyrifos reduced more slowly over the months and unlike Atrazine and Carbaryl, the load in the adsorbed form in the sediment was quite significant and present throughout the period, surpassing in some months the load in the form dissolved, since this active principle has a higher adsorption value in the soil (Skoc).

Bannwarth et al., (2014) evaluated the day transport of three pesticides in an agriculture watershed in Asia and concluded that pesticides with low values of soil adsorption coefficient (Skoc) showed anticipated high peak concentrations, obtaining similar results. The authors also suggest SWAT simulation to identify worst scenarios risk as also a support tool for delineated monitoring programs.

Ouyang *et al.*, (2017) evaluating pesticide scenarios in northern China, obtained similar results on the behavior of atrazine, demonstrating its stability throughout the year, and the highest concentrations in water sources. The authors emphasize that the timing of pesticide application can affect the magnitude of such events and reduce the uncertainties. Study of the Cambien et al., (2020) using pesticide scenarios with SWAT in an agricultural basin in Ecuador has emphasized that in small streams, rapid pesticides loading can cause temporary peak concentrations while sediments can be an important sink of contamination, thus decreasing degradation rates and becoming a secondary source.

Despite the uncertainties about the application period, both articles recommended the SWAT as a support tool for the management of watersheds. This aspect is especially important for Brazil, because there is no real pesticides application information available. In this context, the use of risk assessment methods and the definitions of preventive actions may be ineffective.

When evaluating the behavior of pesticides in the water supply sub-basins, we verified that the pesticides applied in the respective sub-basins are those that present the greatest transport to the water sources. The amount of pesticide in the river varies according to the agricultural area, flow, soil, and the characteristics of the active ingredient such as water solubility, percolation and half-life.

Figure 3 shows the maximum values of pesticides per year and by public watershed. The environmental behavior of the pesticide determines the concentration of residues in the water source. Keeping the same agricultural conditions, pesticide peaks varied according to rainfall and flow. This result evidenced that the timely collection of water depends on the behavior of pesticides and the watershed. Similar results was obtain by Foher et al. (2004) e Chen et al. (2017) who found high variation in pesticide transport.

The watershed outlet receives all simulated pesticides with a greater emphasis on Chlorpyrifos for its greater environmental persistence; the simulation can indicate the best sampling period and the critical points for periodic monitoring in the basin. Supply companies and health surveillance can use these results. These must prioritize the months of greater transport of pesticides to the water sources to carry out collections, as determined by the national potability legislation (Brasil 2017; Brasil, 2021).

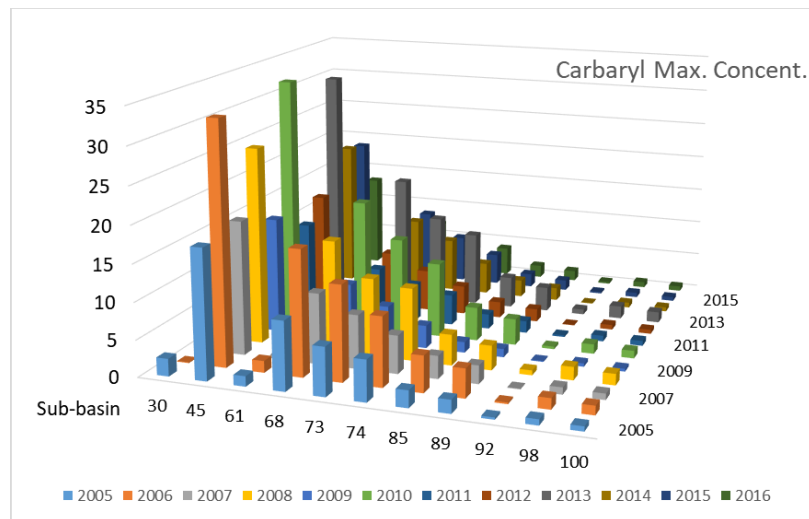
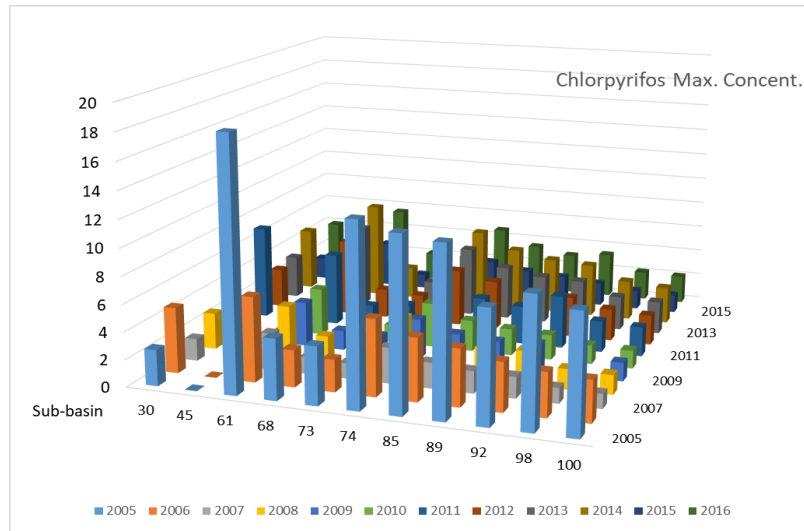
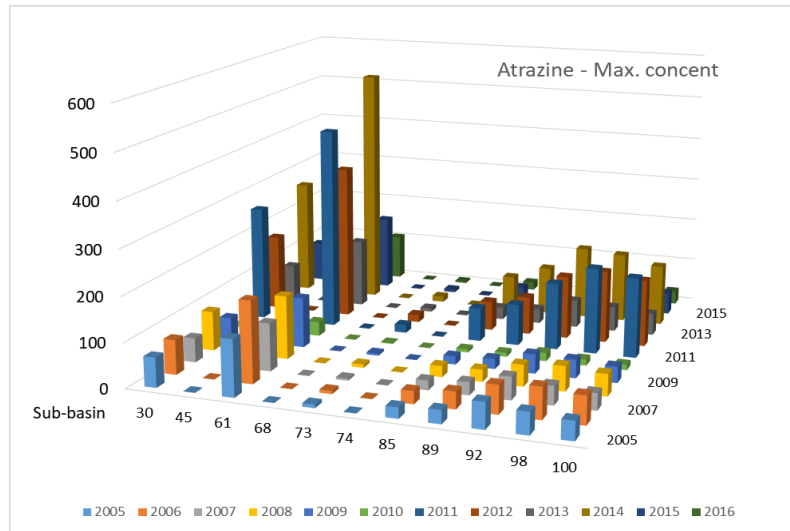


Figure 3. Maximum pesticide concentration ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) for sub-basin with water supply per year.

The figure 4 (Complementary Material) shows the mensal mean distributions and degradation of pesticide. In this study, the scenarios simulated a single application of the pesticides per year in each culture, but it is possible to occur sequential applications in the same area that can induce accumulating transport processes and also decrease the periods of transportation reduction. With subsequent applications, the risk of contamination remains for a longer time, even contributing to the contamination of groundwater (Capel et al., 2018).

Abbasi et al. (2019) used SWAT to assess the transport of sediments and pesticides in the Melewa River watershed, Kenya. The authors concluded that despite overestimating some pesticide concentrations in water sources, there was a positive association between simulated and field-measured data, with the highest concentrations present between the months of May and July. The authors also recommended the application of SWAT to assess the transport of sediments and agrochemicals in hydrographic basins.

Wang et al. (2019), evaluating the researches that applied SWAT to the simulation of pesticides, point out that these were mainly concentrated in the USA, especially in the region of California, which has a database available on pesticide application. The authors also highlighted that the increase in research evaluating the combination of models and the evaluation of parameters shows how qualitative applications are a trend among SWAT users.

We also evaluated the monitoring data from the national system of drinking water quality surveillance (Brasil, 2020). The water companies in the municipalities of the watershed performed 3755 analyzes of pesticides in 2019. The months of May (23%) and September (18%) were the months with the largest number of analyzes, while November (3%) presented the lowest number (Brasil, 2020).

All monitoring results were in accordance with the maximum values allowance by the Brazilian legislation (Brasil 2017), 2.02% was less than DL (Detection Limit), 97.60% of the samples detected residues with values less than QL (Quantification Limit) and 0.38% quantified pesticides residue. However, 28% of the supply systems did not carry out the minimum number of analyzes required by the legislation.

Atrazine and 2,4D were the pesticides with the highest percentage of quantification in the municipalities of the basin and the most has occurred in the November (Table 3), which presented the highest concentrations of atrazine in the sub-basin 98 and 61 (1,17 and

0.89µg/L). This result is consistent with the simulation results, which indicated the major transport of Atrazine in those points.

Another relevant highlight is that the points that present pesticide residues are located downstream of the watershed as appointed by the SWAT simulation. The upstream points would be less vulnerable to pesticide contamination according to these scenarios studied. However, it is necessary to consider the reduced number of substances evaluated in water quality monitoring.

Sub-basin	Pesticides Standards	Monitoring Result (µg/L)
61	Atrazine: 2,0 µg/L	0,12
	Metolacoloro:10,0 µg/L	0,314
68	2,4 D + 2,4,5 T: 30,0 µg/L	0,31
	Metolacolor: 10,0 µg/L	0,0682
74	Metolacolor: 10,0 µg/L	0,0682
	2,4 D + 2,4,5 T: 30,0 µg/L	0,31
85	Aldrin + Dieldrin: 0,03 µg/L	0,0019
	Endrin: 0,6 µg/L	0,0059
92	Aldrin + Dieldrin: 0,03 µg/L	0,0015
	Atrazine: 2,0 µg/L	0,89
98	2,4 D + 2,4,5 T: 30,0 µg/L	0,042
	Atrazine: 2,0 µg/L	1,12
100	2,4 D + 2,4,5 T: 30,0 µg/L	0,25
	Atrazine: 2,0 µg/L	0,09

Table 3. Concentration of pesticides in public water sources monitored by water companies (Brasil, 2020).

The occurrence of Atrazine in water, the main herbicide consumed worldwide, has been related to the increase in abortions, premature births, low birth weight of the newborn, congenital malformations and problems in the neurological development of children (Alberg *et al.*, 2020 ; Stayner *et al.*, 2017)

Atrazine is one of the most commercialized pesticides in Brazil. In the Brazilian state of Rio Grande Sul, 22 municipalities presented atrazine residues in public water sources, with two results above the VMP for the months of September and November (Rubbo, Zini 2017). Atrazine is a common herbicide and is a potential leach compound into the groundwater due

to its high persistence (Syafudin *et al.*, 2021). Carbaryl, although not on the list of mandatory substances in the drinking water legislation, is the first in the ranking of priority pesticides in the state of São Paulo due to its commercialization and toxicity according (Ariadne, 2017).

Our results have emphasized that to make the monitoring more effective; it is not enough to increase the number of analyzed pesticides, but mainly to adapt the sampling plan to the basin's agricultural dynamics. It should be emphasized that the monitoring of pesticides in drinking water cannot be an end in itself, but must be part of an integrated water quality management plan in the watersheds, which involves, among others, the introduction of sustainable agricultural practices and the conservation of environmental protection areas

The land use/land cover watershed is a determining factor in the quality of the source, which will influence the type of treatment necessary for the water to be safe. In this sense, actors such as the Basin Committees and the Water Resources Secretariats Environment, Agriculture, and Health are essential in decision-making processes that aim at the preservation, protection, and recovery of water sources

#### **5.2.4 Conclusion**

The analysis of scenarios using the SWAT model can guide plans to reduce pesticides and improve the quality of drinking water, even in scenarios with limited information, providing more scientifically based subsidies for the elaboration of integrated management plans. SWAT can be used as a tool to assist and direct monitoring plans for pesticides in drinking water, both by sanitation companies and health surveillance.

Thus, this work has explored the main results of the simulation of pesticides transportation, the scenarios of use and application are hypothetical and considering only one application in the year for each crop, and eventually, there are successive applications throughout the year.

On the other hand, the work contributed to exposing it as limitations of the monitoring carried out annually by the supply companies, reinforcing the importance of making public the information of pesticides application. This work emphasizes the importance of analyzing the pesticides scenarios uses in the basins as subsidies for sampling plans and pesticide monitoring in public water supplies. The results indicate priorities for progress in relation to reducing the presence of pesticide residues in drinking water, which are necessary in complex contexts and with few public resources.

## 5.2.5 References

ABBASPOUR KC; ROUHOLAHNEJAD E; VAGHEFI S; SRINIVASAN R; YANG H; KLØVE, B - A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology** v.524 pp.733-752, 2015.

ABBASI Y; MANNAERTS C.M; MAKAU W. Modeling Pesticide and Sediment Transport in the Malewa River Basin (Kenya) Using SWAT. **Water** (11) 87, pp.1-20, 2019.

ALBERG KS, TURYK ME, JONES RM, RANKIN K, FREELS S, STAYNER LT. Atrazine Contamination of Drinking Water and Adverse Birth Outcomes in Community Water Systems with Elevated Atrazine in Ohio, 2006-2008. **Int. J Environ Res Public Health** 31-15 (9):1889, 2020 doi: 10.3390/ijerph15091889. PMID: 30200320; PMCID: PMC6164008

ARIADNE. Sistema de Informações de Agrotóxicos. Índice de Prioridade Toxicológica (ToxPi). Pesticide Information System. Toxicological Priority Index <https://ariadne.saude.sp.gov.br/toxpi.php>

ARMAS E. D.; MONTEIRO R. T. R.; ANTUNES P. M.; SANTOS M. A. D. F.; CAMARGO, P. B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimento do Rio Corumbataí e principais afluentes. Spatiotemporal diagnosis of the occurrence of herbicides in surface waters and sediment of the Corumbataí River and main tributaries **Química Nova**, v.30, p.1119-1127, 2007.

ARNOLD J; MORIASI DN; GASSMAN PW; ABBASPOUR KC; WHITE MJ; SRINIVASAN R.; SANTHI C; HARMEL RD; GRIENSVEN Van; VANLIEW M. W; KANNAN N; JHA MK. Swat: Model Use, Calibration, and Validation. **ASABE**, American Society of Agricultural and Biological Engineers v.55 (4):1491-1508, 2012.

BALDISSERA G.C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado. Cuiabá, Universidade Federal do Mato Grosso 148p, 2005.

BANNWARTH M.A; SANGCHAN W; HUGENSCHIMIDT C; LAMERS M; INGWERSEN J; ZIEGLER A.D; STRECK T. Pesticide transport simulation in a tropical catchment by SWAT. **Environmental Pollution** 191, pp. 70-79, 2014

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX – Do Controle e da Vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília. Consolidation Ordinance No. 5, of September 28, 2017, Annex XX - Control and Surveillance of the quality of water for human consumption and its potability standard. Official Gazette of the Union, Executive Branch, Brasília 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Agrotóxicos no Brasil e os impactos na qualidade da água para consumo humano. Ministry of Health. Health Surveillance Department. Department of Environmental Health Surveillance and



Occupational Health. General Coordination of Surveillance in Environmental Health. Pesticides in Brazil and impacts on water quality for human consumption 2018.

BRASIL. Portal Brasileiro de Dados Abertos. Ministério da Saúde. Sistema de Informação da Qualidade da Água para Consumo Humano. SISAGUA. Análises Semestrais. Brazilian Open Data Portal. Ministry of Health. Water Quality Information System for Human Consumption. SISAGUA. Semiannual Reviews.

<https://dados.gov.br/dataset?tags=SISAGUA&organization=ministerio-da-saude-ms>, 2020.

BRESSIANI D. A; GASSMAN P. W; FERNANDES J. G; GARBOSSA L. H. P; SRINIVASAN R; BONUMÁ N. B; MENDIONDO, E. M. A Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *Int J Agric & Biol Eng*, 8(3): 9–35, 2015. doi: 10.3965/j.ijabe.20150803.1765.

CALDAS S.S; ARIAS J.L.O; RAMBALDI 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.**, v. 30 (1), 71-80, 2019.

CAMBIEN N; GOBEYN S; NOLIVOS I; FORIO M.A.E; ARIAS-HIDALGO M; DOMINGUEZ-GRANDA L; WITING F; VOLK M; GOETHALS P.L.M. Using the Soil and Water Assessment Tool to Simulate the Pesticide Dynamics in the Data Scarce Guayas River Basin, Ecuador. **Water** 12 (696), 2020, doi: 10.3390/w12030696

CAPEL P.D; LARSON S.T; WINTERSTEIN T.A. The behavior of 39 pesticides in surface waters as a function of scale. **Hydrological Processes** (15) 7, p. 1251-1269, 2001. <https://doi.org/10.1002/hyp.212>

CAPEL, P.D., MCCARTHY, K.A., COUPE, R.H., GREY, K.M., AMENUMEY, S.E., BAKER, N.T., AND JOHNSON, R.L. Agriculture — A River runs through it — The connections between agriculture and water quality: **U.S. Geological Survey Circular** 1433, 201 p., 2018. <https://doi.org/10.3133/cir1433>

CASTLE G.D; MILLS. G.A; BAKIR A; GRAVELL A; SCHUMACHER M; SNOW K; FONES G.R. Measuring metaldehyde in surface waters in the UK using two monitoring approaches **Environ. Sci. Proc. Imp.**, 20 pp. 1180-1190, 2018.

CASTRO LIMA, J.A.M., LABANOWSKI, J., BASTOS, M.C. et al. “Modern agriculture” transfers many pesticides to watercourses: a case study of a representative rural catchment of southern Brazil. **Environ Sci Pollut Res** 27, 10581–10598 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06550-8>

CHEN H; LUO Y; POTTER C; MORAN P.J; GRIENEISEN M.L; ZHANG M. Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. **Water Research** 121, p. 374-385, 2017.

CUI S; HOUGH R; YATES K; OSPREY M; KERR C; COOPER P; COULL M; ZHANG Z. Effects of season and sediment-water exchange processes on the partitioning of pesticides in the catchment

environment: Implications for pesticides monitoring. **Science of the Total Environment** v 69 pp.1-8, 2020.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5ª ed. Brasília, DF: 2018.

FANG J, LIU H, ZHAO H, WONG M, XU S, CAI Z. Association of prenatal exposure to organochlorine pesticides and birth size. **Sci Total Environ.** 1 (654):678-683, 2019 doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.384.

FOHRER N, DIETRICH A, KOLYCHALOW O, ULRICH U. Assessment of the Environmental Fate of the Herbicides Flufenacet and Metazachlor with the SWAT Model. **Journal of Environmental Quality** 43(1): 75-85, 2014. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0382>

GILLIOM, R.J., BARBASH, J.E., CRAWFORD, C.G., HAMILTON, P.A., MARTIN, J.D., NAKAGAKI, N, NOWELL, L.H., SCOTT, J.C., STACKELBERG, P.E., THELIN, G.P., AND WOLOCK, D.M., 2006, Pesticides in the nation's streams and ground water, 1992–2001: U.S. Geological Survey Circular 1291, **The Quality of Our Nation's Waters**, 184 p., <https://pubs.er.usgs.gov/publication/cir1291>.

HUANG F; LI Z; ZHANG C; HABUMUGISHA T; LIU F; LUO X. Pesticides in the typical agricultural groundwater in Songnen plain, northeast China: occurrence, spatial distribution and health risks. **Environmental Geochemistry and Health** v. 41, p. 2681–2695, 2019.

HVEZDOVÁ M; KOSUBOVÁ P; KOŠÍKOVÁ M; KERSTIN E. SCHERR A,D,ZDENĚK ŠIMEK A, LUKÁŠ BRODSKÝ E, MAREK ŠUDOMA A, LUCIA ŠKULCOVÁ A,MILAN SÁŇKA A, MARKĚTA SVOBODOVÁ A, LUCIA KRKOŠKOVÁ A,JANAVAŠÍČKOVÁ A, NATÁLIA NEUWIRTHOVÁ A, LUCIE BIELSKÁ A, JAKUB HOFMAN. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. **Science of the Total Environment** 613-614, pp. 361-370, 2018

ISPRA. Institute for Environmental Protection and Research. Pesticides in water Italian monitoring 2016 - Synthesis Report. ISPRA, Report 289/2018 ISBN 978-88-448-0903-4

JANNEY P; JENKINS J. A Systems Approach to Modeling Watershed Ecohydrology and Pesticide Transport. **Journal of Environmental Quality** (48) 4, pp.1047-1056, 2019.

KOUCHI D.H; ESMALI K; FARIDHOSSEINI A; SANAEINEJAD S.H; KHALILI D; ABBASPOUR K.C. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. **Water** (9) 384; 2017.

MORAES R.F. Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória (Pesticides in Brazil: use patterns, regulation policy and prevention of regulatory capture). **Texto para Discussão-IPEA**, 2506 pp. 1-84, 2019.

MOTTES C;LESUEUR-JANNOYER M; LE BAIL M; MALÉZIEUX E. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. **Agronomy for Sustainable Development** v 34, p. 229–250, 2014.

NEITSCH S.L; ARNOLD J.G; KINIRY J.R; WILLIAMS J.R. Ferramentas de Avaliação de Solo & Água. Documentação Teórica versão 2009. Instituto de Recursos Hídricos do Texas. Relatório técnico n. 406. Texas A & M University System, Texas 2011.

PASCALE A, LABORDE A. Impact of pesticide exposure in childhood. **Rev. Environ Health.** 25;35(3):221-227, 2020. Doi: 10.1515/reveh-2020-0011.

RUBBO J.P; ZINI L.B. Agrotóxicos na água para consumo humano dos sistemas de abastecimento de água do Rio Grande do Sul em 2016. **Boletim da Saúde**, v.26, n.1, p. 17-27, 2016.

STAYNER LT, ALMBERG K, JONES R, GRABER J, PEDERSEN M, TURYK M. Atrazine and nitrate in drinking water and the risk of preterm delivery and low birth weight in four Midwestern states. **Environ Res.** 152:294-303, 2017. Doi: 10.1016/j.envres.2016.10.022.

SYAFRUDIN M; KRISTANTI, R.Y; YUNIARTO A; HADIBARATA T; RHEE J; AL-ONAZI W A; ALGARNI T.S; ALMARRI A. H; AL-MOHAIMEED, A. M. Pesticides in Drinking Water-A Review. **Int. J Environ Res Public Health** 18(2) 2021.

TOCCALINO P.L; GILLIOM R.J.; LINDSEY B.D; RUPERT M.G. Pesticides in Groundwater of the United States: Decadal-Scale Changes, 1993–201. **Groundwater** v.54, p. 112-125, 2014

VALENTIM L.S.O; VEIGA D.P.B; MARIO JUNIOR R; ELMEC A.M; Água potável e resíduos de agrotóxicos no estado de São Paulo. Drinking Water and Pesticide Residues in the State of São Paulo. **Boletim Epidemiológico Paulista - BEPA** 16 (186):43-53, 2019.  
<https://docs.bvsalud.org/biblioref/2019/10/1023745/1618643-53.pdf>

VEIGA D.P.B; GUANDIQUE M.E.G; NARDOCCI A.C. Land use and water quality in watersheds in the State of São Paulo, based on GIS and SWAT data. **Rev. Ambient. Água** v. 14 (5), 2019.

WALLACE C. W; FLANAGAN D.C; ENGEL B.A. Evaluating the Effects of Watershed Size on SWAT Calibration. **Water** (10) 898, 2018.

WANG R; YUAN Y; YEN H; GRIENEISEN M; ARNOLD J; WANG D; WANG C; ZHANG M. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the Total Environment** 669, p. 512-526, 2019.

WINCHELL MF, PERANGINANGIN N, SRINIVASAN R, CHEN W. Soil and Water Assessment Tool model predictions of annual maximum pesticide concentrations in high vulnerability watersheds. **Integr Environ Assess Manag.** v.14 (3):358-368, 2019. Doi: 10.1002/ieam.2014. Epub 2018. PMID: 29193759.

WINSTON JJ, EMCH M, MEYER RE, LANGLOIS P, WEYER P, MOSLEY B, OLSHAN AF, BAND LE, LUBEN TJ; National Birth Defects Prevention Study. Hypospadias and maternal exposure to atrazine via drinking water in the National Birth Defects Prevention study. **Environ Health** 15(1):76, 2016. Doi: 10.1186/s12940-016-0161-9.

WHO. Effective approaches to drinking water quality surveillance. In: Meeting Report Protocol on Water and Health. World Health Organization, Regional Office for Europe, Oslo, Norway, 2015.

WHO. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. ISBN 978-92-4-154995-0. Geneva: World Health Organization, 2017.

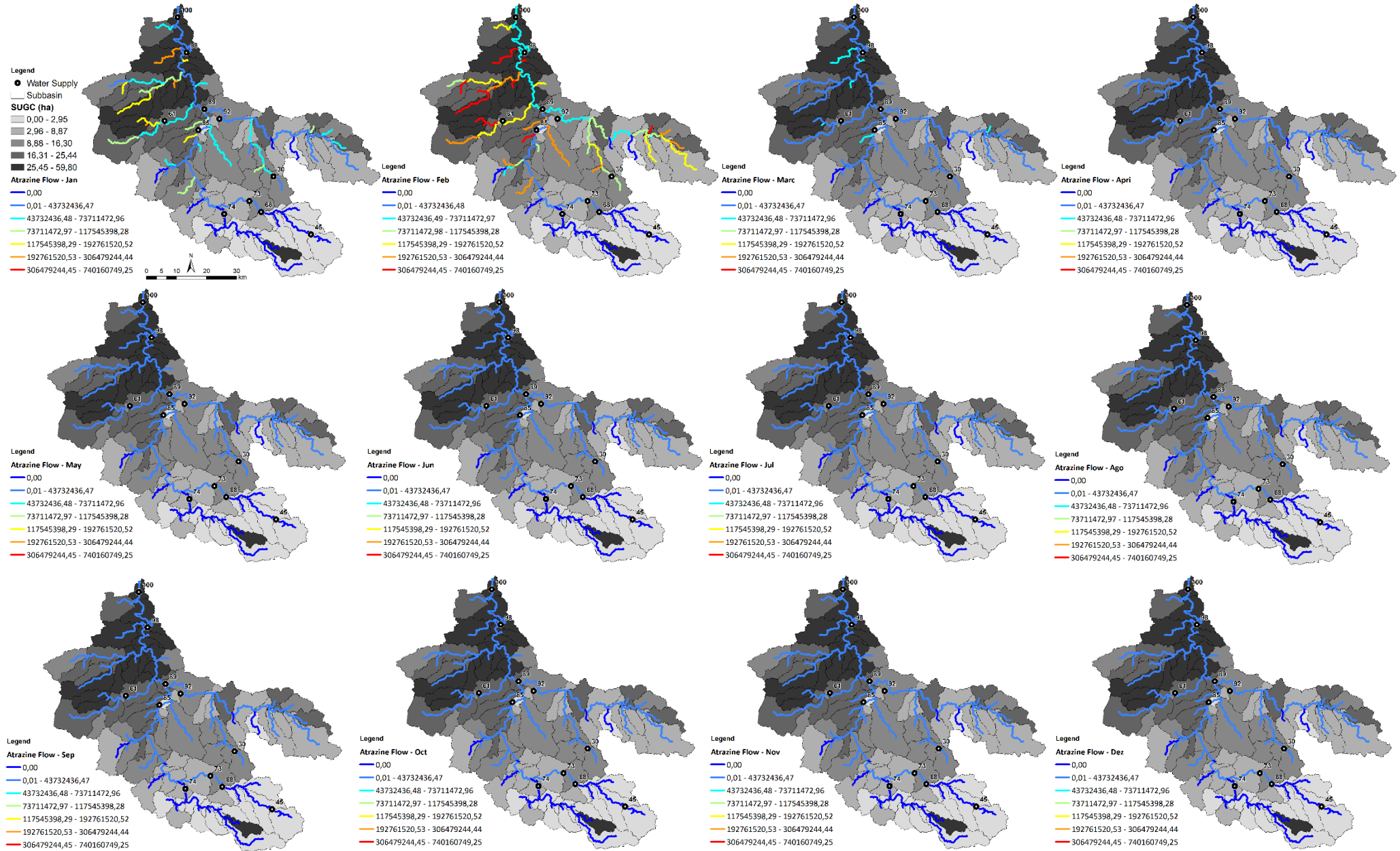


Figure 4. Monthly distribution of mean concentration (mg/m<sup>3</sup>) of atrazine residues in water sources, simulation of application in January in sugarcane

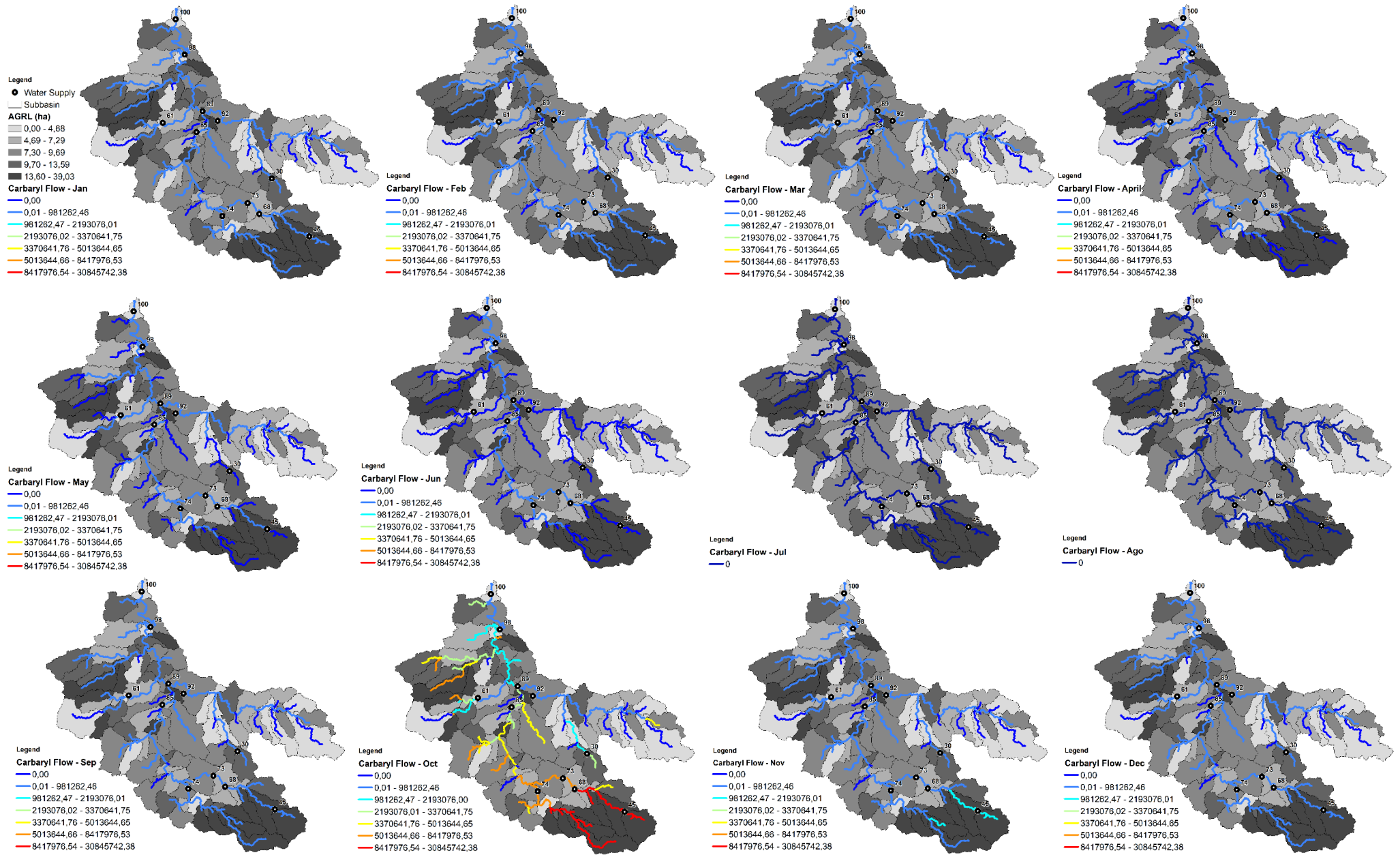


Figure 5. Monthly distribution of concentration (mg/m<sup>3</sup>) of Carbaryl residue in water sources, simulation of application in September in vegetable and legume agriculture



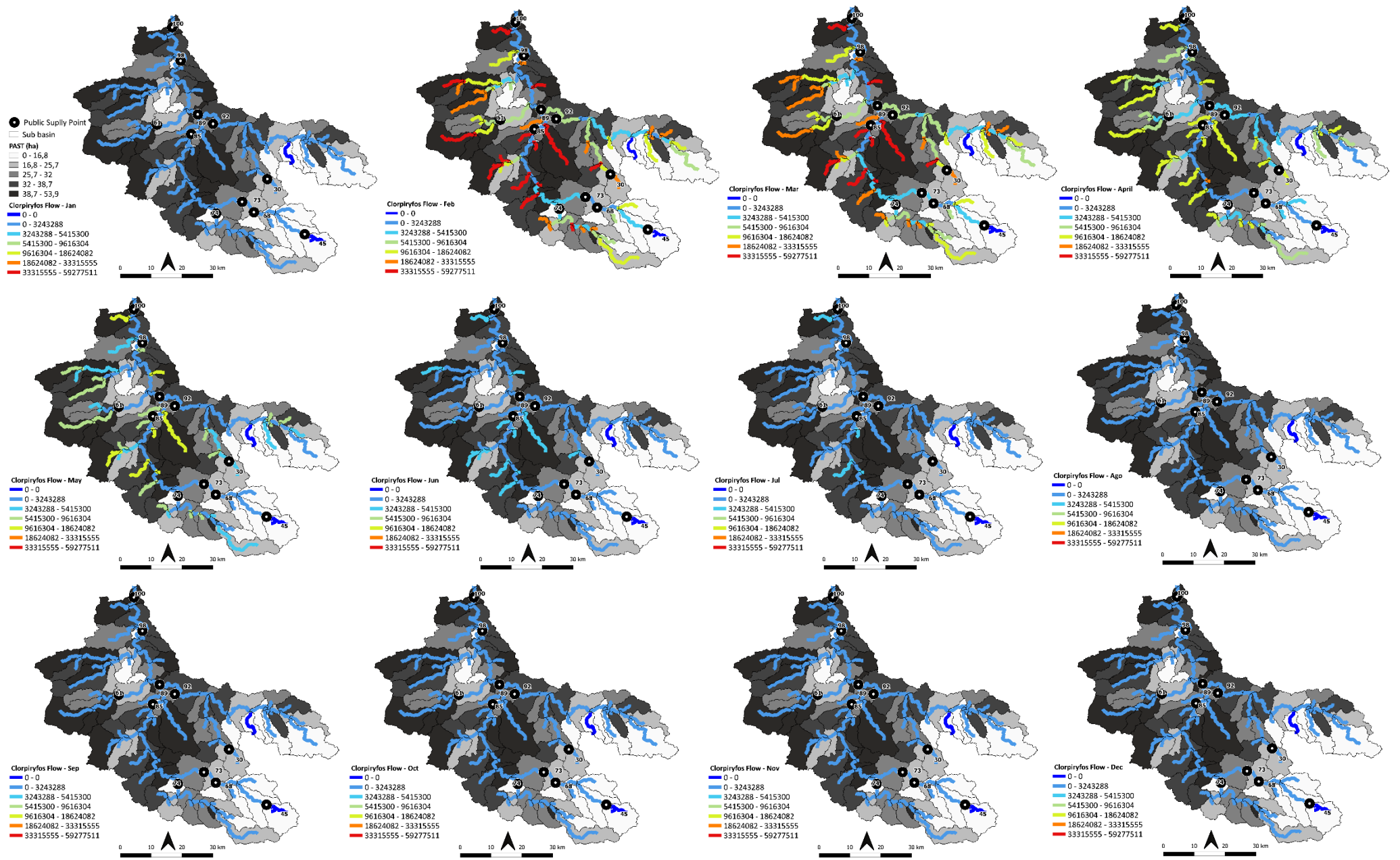


Figure 6. Monthly distribution of the concentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) of Clorpirifos residue in water sources, simulation of application in February in pasture.

Complementary Table – Standard deviation

Standard deviation of monthly mean of 100 sub-basins per year - Soluble Atrazine												
DesvPad de SOLPSTINKg	Jan	Feb	March	April	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dec
2005	1.31	916.65	267.15	16.20	24.17	3.53	0.95	0.30	0.16	1.56	0.48	0.93
2006	24.79	2640.14	58.24	15.15	3.76	1.29	1.82	0.21	0.17	0.23	0.26	0.75
2007	647.57	703.24	86.11	8.82	4.22	2.58	7.09	1.73	0.33	0.11	1.60	2.47
2008	2306.67	634.93	118.05	11.02	11.95	3.14	0.61	2.07	0.26	1.05	0.93	0.99
2009	353.00	1437.51	78.18	10.66	4.05	2.06	8.64	2.85	3.92	1.12	2.20	2.72
2010	88.78	426.96	220.49	38.94	5.17	1.58	2.16	0.35	0.09	0.46	0.39	2.01
2011	4512.97	1140.70	46.66	12.92	3.46	1.54	0.47	0.24	0.21	2.29	0.47	0.40
2012	1.54	3348.48	129.24	32.31	8.74	16.62	6.10	1.31	0.43	0.35	0.84	1.60
2013	2.16	1347.04	271.30	17.17	4.42	6.71	5.64	0.89	0.49	1.20	0.63	0.46
2014	0.79	792.19	147.74	80.18	5.01	1.75	0.59	0.18	0.56	0.14	2.30	2.33
2015	8.06	768.12	94.05	8.22	6.14	1.08	8.16	0.71	5.60	1.39	2.78	1.38
2016	24.71	808.92	184.37	13.38	10.16	24.56	2.56	1.02	1.08	1.82	0.80	0.41

Standard deviation tables of monthly mean of 100 sub-basins per year - Soluble Chlorpyrifos												
DesvPad SOLPST Kg	Jan	Feb	March	April	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dec
2005	0.04	16.36	19.55	7.29	18.89	55.52	0.63	0.03	0.01	0.03	0.09	0.01
2006	0.24	70.34	46.22	50.52	1.09	0.12	1.12	0.09	0.07	0.03	0.02	0.03
2007	0.10	14.93	19.43	4.12	0.84	0.39	2.22	3.93	0.04	0.06	0.52	0.41
2008	0.21	11.99	44.18	18.94	17.24	1.53	0.05	0.58	0.11	0.47	0.54	0.20
2009	0.11	25.82	66.19	15.26	1.65	0.39	3.97	1.53	1.57	0.18	0.11	0.19
2010	0.03	6.19	7.85	29.23	2.88	0.22	0.43	0.04	0.09	0.11	0.07	0.91
2011	0.15	233.15	73.55	2.35	0.22	0.05	0.01	0.00	0.01	0.04	0.03	0.02



2012	0.01	44.34	29.33	11.41	19.05	14.59	3.80	0.27	0.02	0.02	0.31	0.10
2013	0.09	18.56	84.05	21.01	2.48	1.47	9.45	0.18	0.04	0.13	0.04	0.11
2014	0.03	7.74	13.28	87.30	15.79	0.27	0.06	0.04	0.06	0.01	0.51	0.15
2015	0.13	13.10	18.27	1.95	3.20	0.29	2.66	0.19	3.37	0.77	0.34	0.53
2016	0.21	6.48	108.38	16.18	2.89	14.17	0.86	0.18	0.27	0.29	0.16	0.01

Standard deviation tables of monthly mean of 100 sub-basins per year - Soluble Carbaryl

DesvPad de SOLPSTINKg	Jan	Feb	March	April	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dec
2005	0.027107	0.000185	4.2E-07	6.12E-09	9.23E-11	3.57E-13	0	0	0	17.20048	0.847144	0.065939
2006	0.064976	0.003753	1.15E-06	1.38E-08	2.46E-10	2.4E-12	0	0	0	10.06215	1.473618	0.14137
2007	0.070944	0.000787	8.34E-07	1.04E-08	1.27E-10	3.85E-13	0	0	0	5.553662	3.080406	0.246333
2008	0.027174	0.00051	5.93E-07	7.77E-09	9.59E-11	8.14E-13	0	0	0	27.01418	1.000274	0.078685
2009	0.041964	0.00214	8.34E-07	1.22E-08	2.08E-10	2.22E-12	0	0	0	11.00018	2.316502	0.176052
2010	0.033086	0.000535	1.16E-06	5.7E-09	1.33E-10	9.27E-13	0	0	0.105508	10.73188	1.298189	0.367138
2011	0.025474	0.004658	0.000148	2.35E-08	4.18E-10	5.07E-12	0	0	0	23.02428	0.501221	0.034657
2012	0.025511	0.000679	6.83E-07	8.46E-09	1.11E-10	7.2E-13	0	0	0	7.036173	1.999084	0.140913
2013	0.035451	0.001035	6.02E-07	8.01E-09	1.45E-10	1.01E-12	0	0	0	19.76405	1	0.103529
2014	0.007434	0.000223	3.28E-06	4.94E-09	6.35E-11	6.78E-14	0	0	0	1.190399	7.257937	0.206409
2015	0.013624	0.000724	1.28E-06	9.29E-09	8.51E-11	2.16E-13	0	0	0	14.56145	2.318163	0.06973
2016	0.03471	0.000633	3.54E-06	1.78E-08	2.89E-10	1.05E-12	0	0	0	22.58718	0.841456	0.020841

### **5.3. MANUSCRITO 3 - Impacto das Áreas de Proteção Permanente (APP) na redução do transporte de agrotóxicos para os mananciais de abastecimento público.**

Veiga, D.P.B<sup>1</sup>; Nardocci A.C<sup>1</sup>

1. Departamento de Saúde Ambiental. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

Autora correspondente: Veiga, D.P.B. Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-0317-245X>

**Manuscrito não submetido à publicação.**

#### **Resumo**

A aplicação de agrotóxicos em bacias de abastecimento público é um fator de risco à contaminação dos mananciais. O tratamento convencional não garante a remoção dessas substância da água para consumo humano e tratamentos adicionais podem ser inviáveis financeiramente. Uma das formas de reduzir o risco de contaminação é a conservação da mata ciliar, ou ripária, que exerce um papel de filtragem dos sedimentos e contaminantes reduzindo a carga de poluentes que alcançam os corpos d'água. Para avaliar a vulnerabilidade dos mananciais de abastecimento público na bacia do Tietê-Sorocaba foi realizado a simulação SWAT de cenários de aplicação de agrotóxicos nas principais atividade agrícolas da bacia e posteriormente a avaliação de quatro cenários de mata ciliar e o impacto no transporte de agrotóxicos. Os resultados mostraram que agrotóxicos com maior absorção no solo prolongam o risco de escoamento para os mananciais ao longo do ano, embora os picos de transporte ocorram em até dois meses após a aplicação. As faixas de mata ciliar de 10m e 30m foram as que mais apresentaram redução do escoamento de agrotóxicos, não houve decrescimento na faixa de 50m. Esses resultados são importantes para orientar planos de recuperação ambiental, planos de amostragem da qualidade da água bem como definição de restrição do uso de agrotóxicos visando a qualidade do manancial de abastecimento público.

**Palavras-chave:** SWAT; Agrotóxicos; Qualidade da água; mata ciliar

### 5.3.1 Introdução

A contaminação da água para consumo humano por agrotóxicos é um dos principais meios de exposição residual e tem sido associado a desfechos de saúde sobretudo nas populações mais vulneráveis como crianças e gestantes (PASCALE *et al.*, 2020; FANG *et al.*, 2019). A ocorrência de Atrazina na água, principal herbicida consumido em todo o mundo, tem sido relacionada com o aumento de abortos, partos prematuros, baixo peso do recém-nascido, malformações congênitas e problemas no desenvolvimento neurológico de crianças (ALBERG *et al.*, 2020; STAYNER *et al.*, 2017; WINSTON *et al.*, 2016).

No Brasil, o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano é responsabilidade das empresas de abastecimento público e do Sistema Único de Saúde (SUS). O monitoramento de agrotóxicos previsto na legislação (BRASIL, 2021) exige o mínimo de uma amostra semestral e tem apontado a ocorrência dessas substâncias na água para consumo humano em todo o país (BRASIL, 2018).

Os mananciais de abastecimento público localizados em bacias hidrográficas de uso agrícola estão mais expostos à poluição difusa de contaminantes como agrotóxicos e fertilizantes químicos. Os tratamentos convencionais de água para consumo humano não removem essas substâncias exigindo tratamentos adicionais muitas vezes inviáveis financeiramente e que apenas remediam uma situação, não atuando sobre a interrupção da contaminação.

A mata ciliar, ou vegetação ripária, exerce uma função importante de proteção dos mananciais reduzindo o escoamento superficial de sedimentos e contaminantes. Preconizada como uma das formas menos custosas de boas práticas agrícolas, sua efetividade pode variar dependendo das características morfológicas, pedológicas e climáticas das bacias hidrográficas como também do comportamento ambiental dos agrotóxicos, sendo objeto de estudos e de ajustes de diversos métodos e modelos hidrológicos que apontam uma eficiência de redução da contaminação entre 40% a 100% (POLETIKA *et al.*, 2009; MUÑOZ-CARPENA *et al.*, 2010; WINCHELL *et al.*, 2011; YU *et al.*, 2019).

Modelagens hidrológicas tem sido utilizadas para avaliar também o escoamento e a persistência de contaminantes como produtos veterinários, patógenos, metais e nutrientes (BRETERNITZ *et al.*, 2020; KARKI *et al.*, 2020; LEE *et al.*, 2021); a proteção ambiental das bacias hidrográficas e a preservação e recuperação da mata ciliar são as

medidas mais indicadas para a proteção dos mananciais e a redução da poluição por fonte difusa.

O SWAT (*Soil Water Assessment Tool*) entre diversos outros modelos, foi desenvolvido para a análise hidrológica e ambiental de bacias hidrográficas que apresenta ampla aplicação como ferramenta de avaliação dos impactos do uso do solo, das mudanças climáticas, e das boas práticas agrícolas no equilíbrio hidrológico e apresenta eficiência validada para a simulação desses e outros processos físicos (ARNOLD *et al.*, 2012; ABBASPOUR *et al.*, 2015; KOUCHI *et al.*, 2017; WALLACE *et al.*, 2018).

A aplicação do SWAT para simulação de escoamento de agrotóxicos e impacto das boas práticas agrícolas pode ser verificada em diversos estudos. Wang *et al.*, (2019), avaliando as pesquisas que aplicaram o SWAT para a simulação de agrotóxicos, estas se concentraram sobretudo nos EUA, em especial na região da Califórnia, que possui um banco de dados disponíveis de aplicação de agrotóxicos.

Janney e Jenkins (2019), aplicaram a modelagem SWAT para avaliar o transporte de Atrazina aos mananciais de uma bacia hidrográfica de uso agrícola no Oregon, EUA. As concentrações de Atrazina simuladas pelo SWAT, estiveram de acordo com os dados mensurados em campo, e condizente com os períodos de maior aplicação na cultura de milho.

Abbasi *et al.*, (2019), utilizaram o SWAT para avaliar o transporte de sedimentos e de agrotóxicos na bacia hidrográfica do rio Melewa, Quênia, segundo os autores, apesar de superestimar algumas concentrações de agrotóxicos nos mananciais, houve uma associação positiva entre os dados simulados e os mensurados em campo, sendo possível observar períodos de maiores concentrações. Os autores ainda recomendaram a aplicação do SWAT para avaliação do transporte de sedimentos e agroquímicos nas bacias hidrográficas.

O impacto de diversos cenários de uso e ocupação do solo foi avaliado por Oliveira *et al.*, (2018). Aplicando o SWAT para avaliação do balanço hidrológico na bacia do Rio Grande, MG, os autores concluíram que cenários de desmatamento apresentam aumento no escoamento superficial, diminuição no fluxo de base e de evapotranspiração quando comparado com cenário de maior preservação florestal.

A modelagem hidrológica desses processos pode contribuir para o planejamento de ações integradas que visem a recuperação ambiental das bacias hidrográficas, boas práticas agrícolas através de uma gestão mais racional da aplicação de agrotóxicos e a

melhoria na qualidade da água para fins de abastecimento público, como preconizado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) através do Plano de Segurança da Água.

Nesse sentido, este trabalho estudou cenários de uso de agrotóxicos com diferentes cenários de preservação de matas ciliares nos mananciais, visando a identificação de captações mais vulneráveis à contaminação a fim de subsidiar as ações de regulação da aplicação de agrotóxicos próximos à mananciais destinados ao abastecimento público e de vigilância da qualidade da água de consumo humano.

### 5.3.2 Metodologia

A área de estudo está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI – 10), localizada no centro-sudeste do Estado de São Paulo, constituída pela Bacia do Rio Sorocaba e de outros afluentes do Rio Tietê. Possui 11.829km<sup>2</sup> e divisão em seis sub-bacias: Médio Tietê Inferior; Médio Tietê Médio; Baixo Sorocaba; Médio Sorocaba; Médio Tietê Superior e Alto Sorocaba (IPT, 2008).

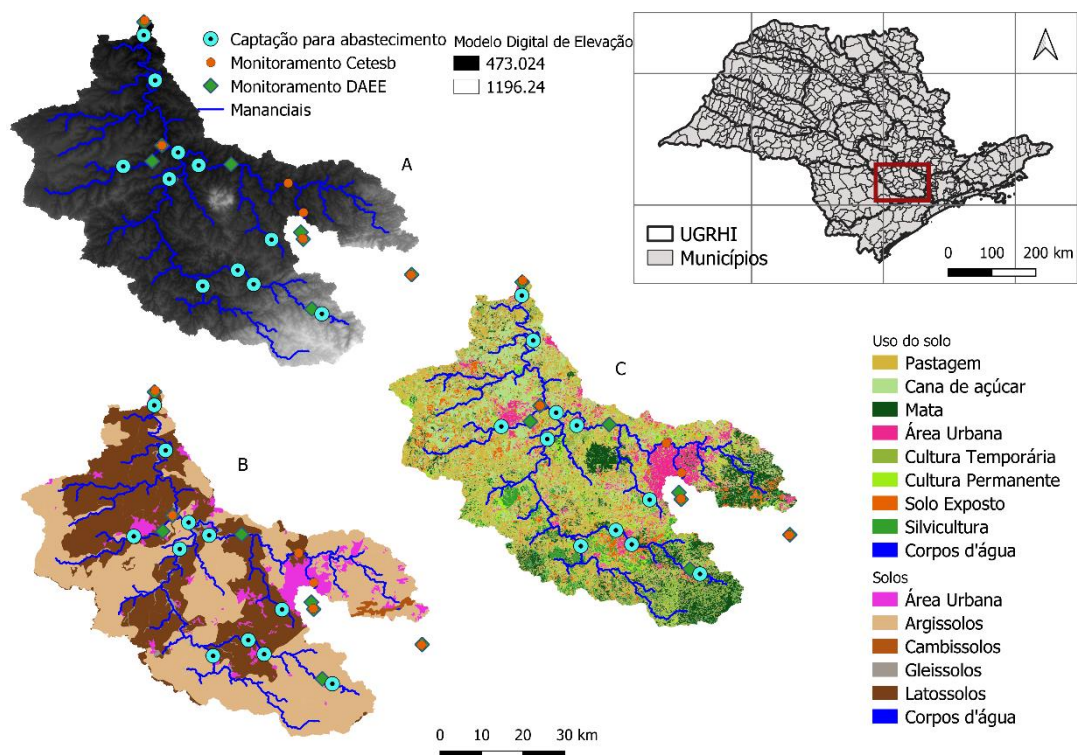


Figura 1. Área de estudo. Elaboração própria

A UGRHI-10 apresenta alto grau de urbanização, atividade industrial e produção agrícola com extensas áreas de monocultura próximas à represa de Barra Bonita, e de pequenas propriedades com produção de hortifrútis próximo aos municípios de Ibiúna e Piedade. Apesar de apresentar diversas Unidades de Conservação, a área de vegetação

remanescente corresponde apenas a 17,5 % da área da bacia, compostas por Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual.

Os dados de monitoramento da CETESB tem apresentado uma piora nos índices de qualidade dos mananciais na UGRHI-10. Dos oitos pontos de monitoramento de água destinada ao consumo humano, seis foram classificados como regular, ruim ou péssimo (CETESB, 2019). Em 2019, o monitoramento de qualidade da água realizados pelas empresas de abastecimento público apontou a ocorrência de agrotóxicos em sete sistemas na bacia; Atrazina e 2,4D foram os que apresentaram maior quantificação (BRASIL, 2020).

O SWAT é um modelo hidrológico matemático contínuo desenvolvido para explorar os impactos do uso e ocupação do solo, mudanças climáticas e práticas agrícolas no equilíbrio hidrológico de uma bacia hidrográfica (Arnold et al., 2012). Como dados de entrada, foram utilizados as bases descritas na tabela 1.

Dado de entrada	Base	Fonte
Modelo Digital de Elevação	MDE (30m)	INPE
Base de Solos	Levantamento Pedológico do estado de São Paulo	Instituto Florestal (2017)
Uso e ocupação do solo	Classificação supervisionada de cenas LANDSAT OLI-8 (2018)	Elaboração própria
Dados Climáticos	Estação Automática de Sorocaba de janeiro de 2002 a dezembro de 2016	INMET
Dados de Vazão (Calibração)	Estações fluviométricas do DAEE 4E-019; 4E-006 e 4E-004; 4E-001	DAEE

Tabela 1. Descrição dos dados de entrada para a simulação hidrológica da modelagem SWAT

A simulação hidrológica se baseou no método de Hargreaves, de acordo com a equação a seguir com calibração realizada pelo SWAT-CUP SUFI-2 (Veiga et al., XX) com considerado satisfatório segundo os critérios de Moriasi (2007).

A simulação do método Hargreaves é dada pela equação:

$$\lambda E_0 = 0,0023 \cdot H_0 \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0,5} \cdot (T_{av} + 17,8)$$

Onde,  $E_0$  é o PET (mm/d);

$H_0$  é a radiação extraterrestre (MJ/ m<sup>2</sup>/d<sup>1</sup>);

Tmx é a temperatura máxima do ar para um determinado dia (°C);  
Tmn é a temperatura mínima do ar para um determinado dia (°C); e  
Tav é a temperatura média do ar para um determinado dia (°C).

Os cenários de aplicação de agrotóxicos foram o de Atrazina na cultura de cana-de-açúcar e Clorpirofós em pastagem conforme apresentado por Veiga et al., (XX). Foram considerados os resultado de transporte de agrotóxicos para os mananciais na forma solúvel (SOLPST\_IN) e na forma adsorvida ao sedimento (SORPST\_IN).

O agrotóxico dissolvido removido pelo escoamento superficial é calculado pela equação:

$$Pst_{surf} = \beta_{pst} \cdot conc_{pstflow} \cdot Q_{surf}$$

Em que  $pst_{surf}$  é o agrotóxico removido pelo escoamento superficial (kg/ha);

$\beta_{pst}$  é o coeficiente de percolação do agrotóxico;

$conc_{pstflow}$  é a concentração de agrotóxico na água móvel para a parte superior de 10mm do solo e

$Q_{surf}$  é o escoamento superficial gerado em um determinado dia (mm).

A quantidade de agrotóxicos removida com o sedimento para o manancial é calculada pela equação:

$$Pst_{sed} = 0.001 \cdot C_{solidphase} \cdot sed/area_{hru} \cdot \epsilon_{psted}$$

Em que  $pst_{sed}$  é a quantidade de pesticida sorvido transportado para o manancial em escoamento superficial (kg pst/ha);

$C_{solidphase}$  é a concentração de pesticidas em sedimentos nos 10mm superiores (g pst/tonelada métricas de solo);

Sed é o sedimento produzido em um determinado dia (toneladas métricas);

$area_{hru}$  é a área da HRU (ha), e

$\epsilon_{psted}$  é a taxa de enriquecimento de pesticidas.

As Áreas de Preservação Permanente (APP) definidas pelo Código Florestal (Lei 12.651/2012), estão localizadas ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água; ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais; nas nascentes; no topo de morros, montes, montanhas e serras; nas encostas ou partes destas; nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; nas bordas dos tabuleiros ou chapadas; e em altitude superior a 1.800 metros.

Para avaliar o comportamento do transporte de agrotóxicos para os mananciais foram considerados três cenários de preservação a partir das definições de área mínima

de proteção definidos no Código Florestal. Através da ferramenta *Filter Strip* do SWAT foram considerados os cenários descritos na tabela 2, com 10m; 30m; e 50m para as áreas de cana-de-açúcar e pastagem e observados os resultados de transporte para os mananciais dos agrotóxicos Atrazina e Clorpirofós em cada um dos cenários.

Parâmetros	Atrazina	Clorpirofós
SKOC		
Coeficiente de adsorção do solo [(mg/kg) /mg/L]	171	6070
PST_WOF		
Fração de lavagem	0.45	0.65
HLIFE_F		
Meia vida na folhagem (dias)	7	3.3
HFLIFE_S		
Meia-vida no solo (dias)	75	50
AP_EF		
Eficiência da Aplicação	0.75	0.75
PST_WSOL		
Solubilidade em água (mg/L)	34.7	1.2
Cultura alvo	Cana-de-açúcar	Pastagem
Período de aplicação	Janeiro	Fevereiro
Volume a.i (kg/ha)	4	0.48
Faixas de APP	10m;30m;50m	10m;30m;50m

Tabela 2. Parâmetros de entrada para a simulação de agrotóxicos e posterior simulação de cenários de preservação.

### 5.3.3 Resultados e Discussão

A partir da simulação da alteração das faixas de mata ciliar, não foram observadas alterações significativas para as variáveis de vazão e escoamento superficial, contudo houve redução na produção de sedimento, sobretudo para os meses mais chuvosos e redução significativa no transporte de agrotóxicos para os mananciais, tanto na forma solúvel quanto adsorvida. Na figura 2 é possível observar o comportamento das substâncias e o escoamento superficial (SURQ) durante o período simulado. Os picos de



transporte estiveram relacionados às semanas seguintes à aplicação e apresentaram variação no anos segundo a pluviosidade.

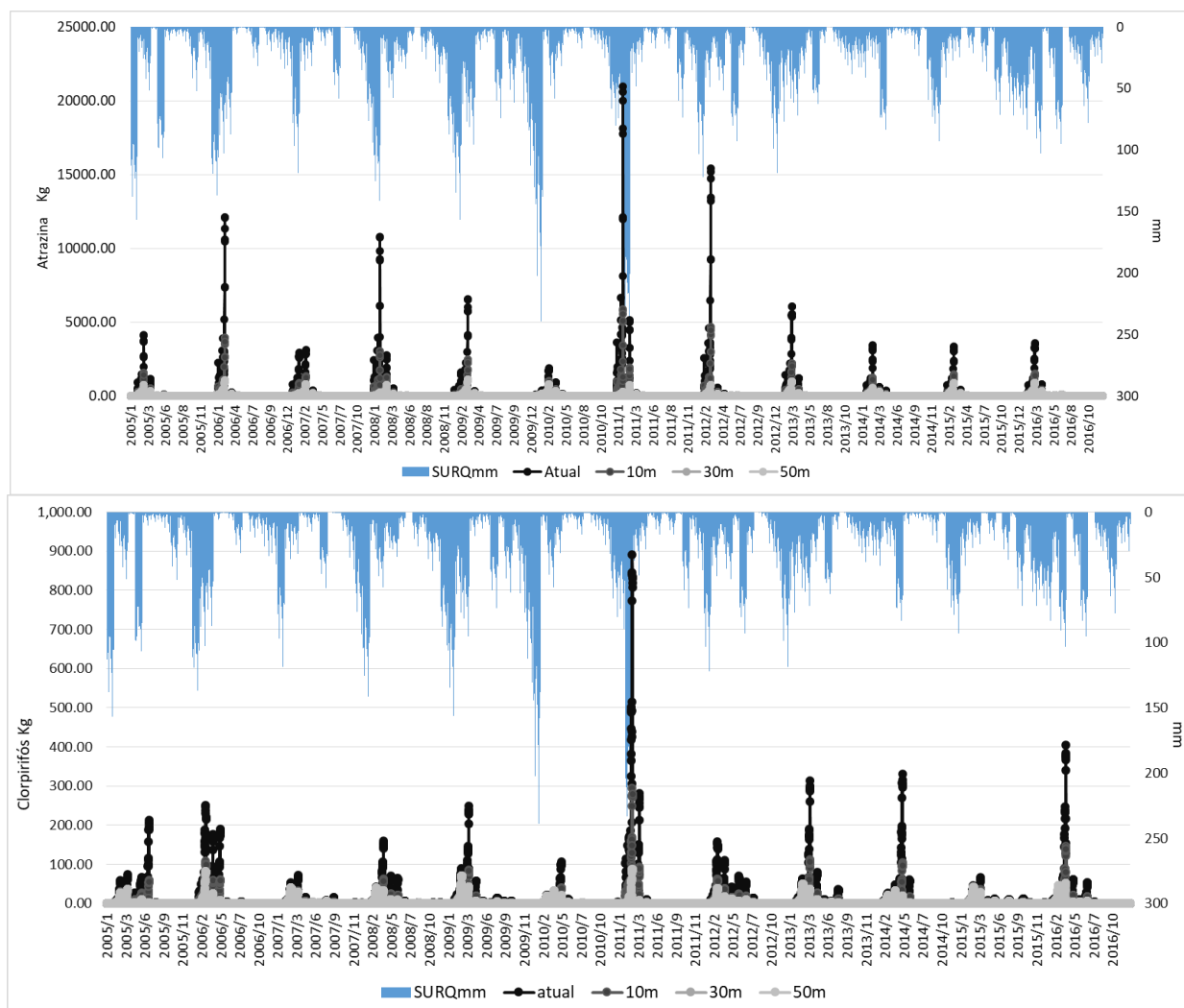


Figura 2. Transporte dos agrotóxicos Atrazina e Clorpirifós no período simulado (2005-2016) e o escoamento superficial da bacia.

No cenário de 10m a quantidade média total de Atrazina transportada para os mananciais foi 2,60 vezes menor que a quantidade média do cenário atual (Anexo1). No cenário de 30m a quantidade de Atrazina transportada foi de 6,87 vezes menor que o cenário atual e 2,32 vezes menor em relação ao cenário de 10m. Não houve redução do transporte de Atrazina entre os cenários 2 e 3 (50m) conforme Figura 3.

No cenário de transporte do Clorpirifós, considerando a faixa de 10m houve uma redução da média total de 2,58 vezes; no cenário de 30m houve uma redução de 4,73 vezes do atual e 1,83 vezes menor que o cenário de 10m. Assim como para Atrazina, o cenário 3 não apresentou redução do transporte em relação ao cenário 2.

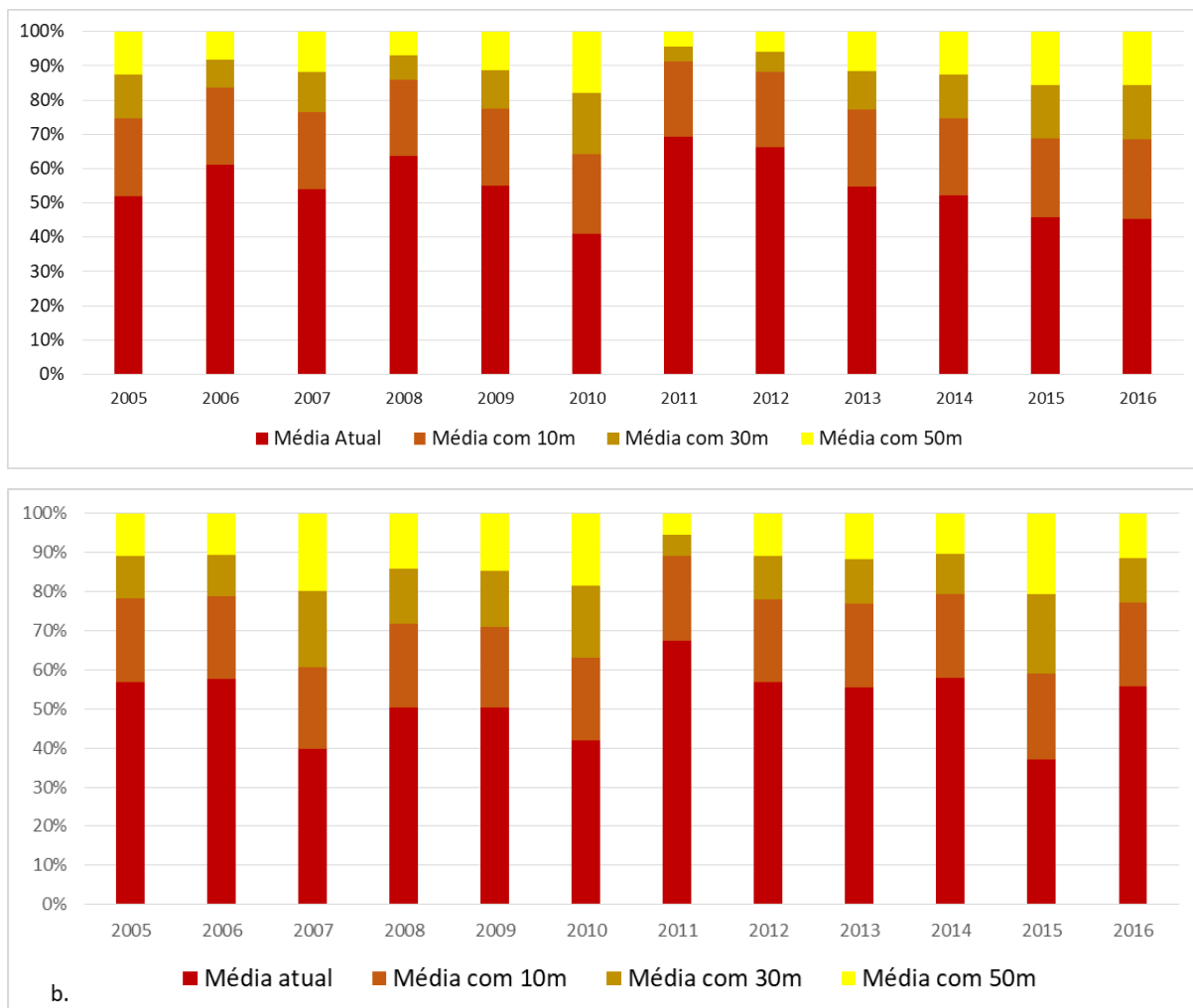


Figura 3. Resultado do transporte de agrotóxicos para os mananciais considerando o cenário atual e os cenários de recuperação da mata ciliar. 3.a Atrazina; 3.b Clorpirifós

Esses resultados estão de acordo com os encontrados na literatura tanto nos estudos experimentais quanto nos modelos hidrológicos. Yu et al., (2019) em revisão bibliográfica sobre a eficiência da mata ciliar na retenção de contaminantes encontrou resultados com retenção média de agrotóxicos entre 60% a 73% com resultados de até 100% de retenção variando de acordo com o Koc das substâncias e das propriedades de solo.

Muñoz-Carpena *et al.*, (2010; 2018) também apontam para resultados semelhantes, avaliando diferentes modelos hidrológicos e métodos de cálculo de efetividade da mata ciliar apontaram o peso do Koc dos agrotóxicos. Como demonstrado também em pesquisa experimental de Poletika (*et al.*, 2009) que apresentou maior redução do Clorpirifós (85%) em comparação à Atrazina (62%), devido à maior redução no transporte de sedimentos do que no escoamento superficial.

A simulação de transporte de agrotóxicos através do SWAT foi utilizada para o desenvolvimento de projetos de proteção dos mananciais com produtores agrícolas (Water Friendly Farming) no Reino Unido (VILLAMIZAR et al., 2020). Os autores apresentaram a simulação de diferentes técnicas de boas práticas agrícolas e o impacto na redução da contaminação dos mananciais, a ampliação da mata ciliar para 20m mostrou um redução de até 70% no escoamento de agrotóxicos e foi considerada pelos produtores como a medida mais viável de ser implementada em comparação à rotação de culturas ou redução do uso de agrotóxicos.

Além das técnicas mais viáveis de boas práticas agrícolas, o SWAT tem sido utilizado também para avaliar regiões específicas indicadas para a recuperação ambiental visando a melhoria da qualidade dos mananciais a baixo custo. Choi et al., (2020) aplicaram o modelo para avaliação do custo-benefício de diferentes métodos de preservação ambiental na bacia de Chesapeake.

Taffarello *et al.*, (2018) ao avaliarem o transporte de sedimentos, fósforo e nitrogênio no sistema Cantareira de abastecimento, em São Paulo concluíram que cenários de reflorestamento e de boas práticas agrícolas apresentaram resultados melhores de qualidade da água. A redução ou ausência da mata ciliar tem sido associada à perda do volume de água nos mananciais, piora na qualidade da água e conseqüentemente impactos negativos na vida aquática e na saúde humana (NIMET *et al.*, 2020).

Adas *et al.* (2020) apresentaram o impacto na qualidade da água e nos custos de tratamento para a oferta de água potável à população da cidade de São Paulo, considerando a perda de mata ciliar do reservatório de Guarapiranga. Os autores demonstraram como a recuperação da vegetação pode reduzir custos de tratamento ao favorecer a melhoria na qualidade da água.

Martins et al., (2021), avaliando o papel da mata ciliar na produção de sedimentos em diferentes usos do solo encontrou resultado semelhante na bacia hidrográfica do Jundiá Mirim no estado de São Paulo, como uma redução de até 30% na produção de sedimentos nas sub-bacias nas faixas com 30m. Resultado semelhante ao obtido por Sirabahenda *et al.*, (2020) numa bacia hidrográfica no Canadá que encontrou redução de até 36% comparando dois modelos de simulação da produção de sedimento e mata ciliar.

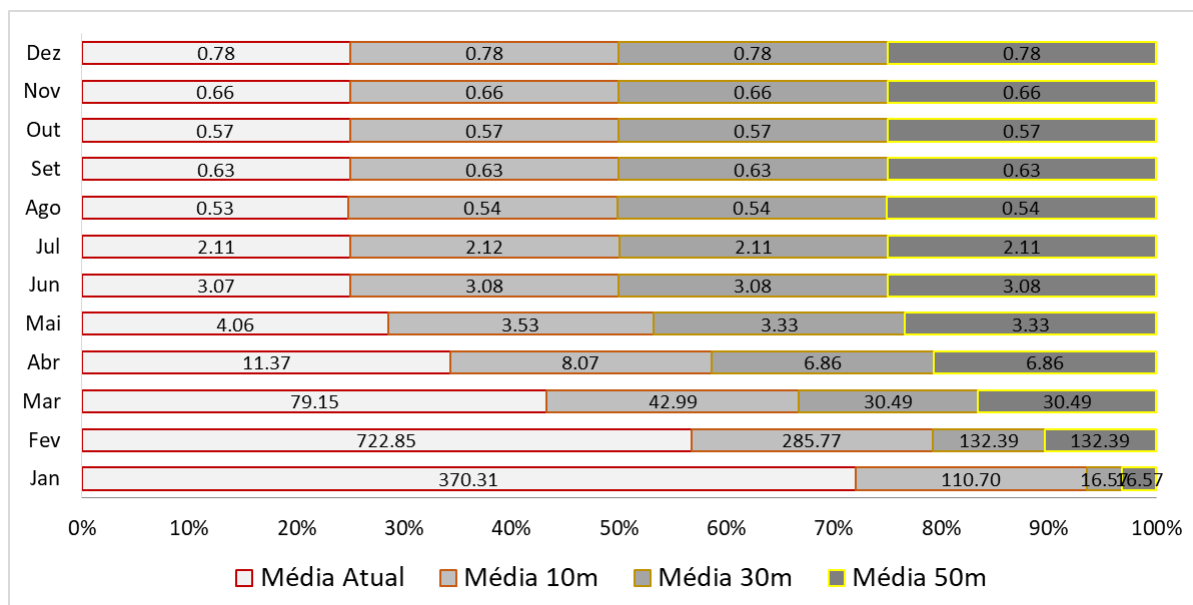
Embora o SWAT simule a efetividade da mata ciliar baseando-se somente na largura da faixa e no comportamento ambiental da substância, a modelagem é considerada apropriada para avaliação de riscos de contaminação e de mitigação como o planejamento

da restauração ambiental (YU *et al.*, 2019), mesmo em simulações sem calibração (POLETIKA *et al.*, 2009).

Outro resultado importante proveniente da simulação é o comportamento da redução mensalmente. Verificou-se que o impacto protetivo das matas ciliares ocorreu principalmente nos meses referentes à aplicação. Na figura 4 observa-se uma redução significativa entre as faixas de mata ciliar sobretudo nos meses de janeiro, fevereiro e março que correspondem aos meses posteriores à aplicação simulada, mostrando seu alto potencial para reduzir os picos de escoamento de agrotóxicos, particularmente importante para as empresas de abastecimento público e para os órgãos reguladores; que devem planejar seu monitoramento da qualidade da água para os períodos de maior risco (BRASIL, 2021). Sobre esse aspecto vale destacar também a importância de informações disponíveis sobre calendário e manejo agrícola.

Ainda que os modelos sejam constantemente aprimorados e incertezas envolvidas nas estimativas possam variar de acordo com as condições geográficas do local bem como da qualidade dos dados de entrada, a compreensão do comportamento dos agrotóxicos no ambiente e o impacto da gestão da bacia na qualidade da água são fatores importantes a serem considerados pelos tomadores de decisão (SIRABAHENDA *et al.*, 2020).

Dessa forma a simulação hidrológica e de cenários se apresenta como uma análise necessária não só para a melhoria dos serviços de abastecimento de água, mas também para o planejamento das boas práticas agrícolas e da recuperação ambiental, podendo contribuir para gestão integrada



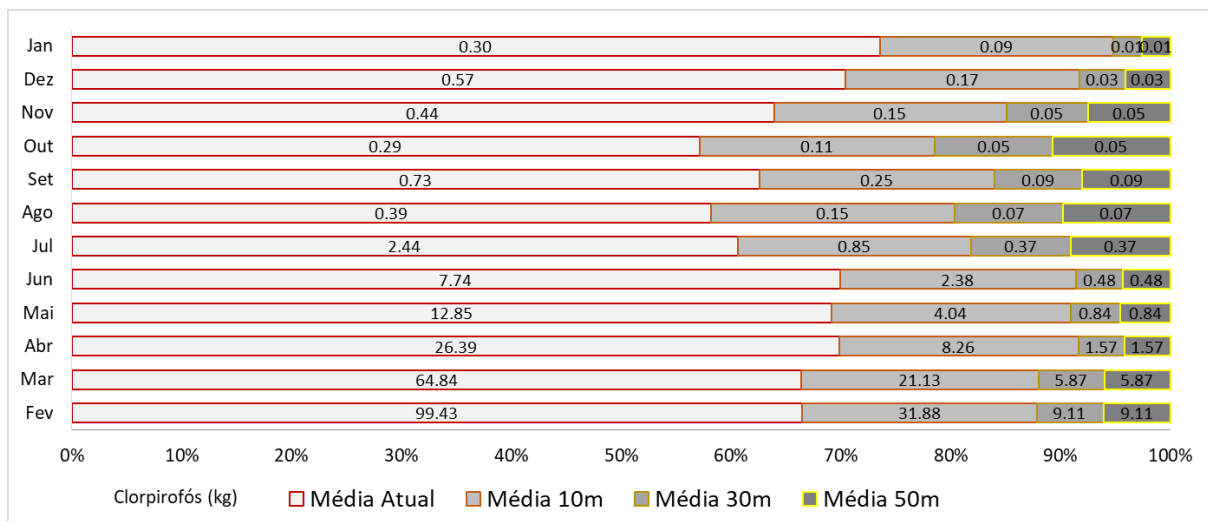


Figura 4. Simulação da média mensal do transporte de agrotóxicos para os mananciais entre as faixas de mata ciliar. 4.a Atrazina; 4.b Clorpirofós

Fica evidente portanto o papel protetivo das matas ciliares sobretudo na redução de escoamentos de agrotóxicos no período esperado de maior pico. Outros resultado interessante é a possibilidade da visualização espacial, conforme figuras 5 e 6 que apresentam a redução a partir dos valores máximos anuais. É possível observar que a redução não ocorre da mesma forma em todos os pontos de captação, sendo que alguns continuam mais vulneráveis a contaminação mesmo com o aumento da mata ciliar.

A dinâmica ambiental dos agrotóxicos é complexa e pode variar de acordo com as condições climáticas, com informações disponíveis como forma de aplicação, volume aplicado; período de aplicação e substâncias utilizadas é possível avaliar e estimar os períodos mais críticos de contaminação bem como as captações de abastecimento mais vulneráveis.

Esse aspecto é de especial atenção para as empresas de abastecimento público que atualmente não dispõe de dados de aplicação de agrotóxico e por vezes determinam seu plano de amostragem a partir da conveniência logística, coletando água de diferentes pontos no mesmo dia para avaliar todos os agrotóxicos previstos na portaria, por exemplo (BRASIL, 2020).

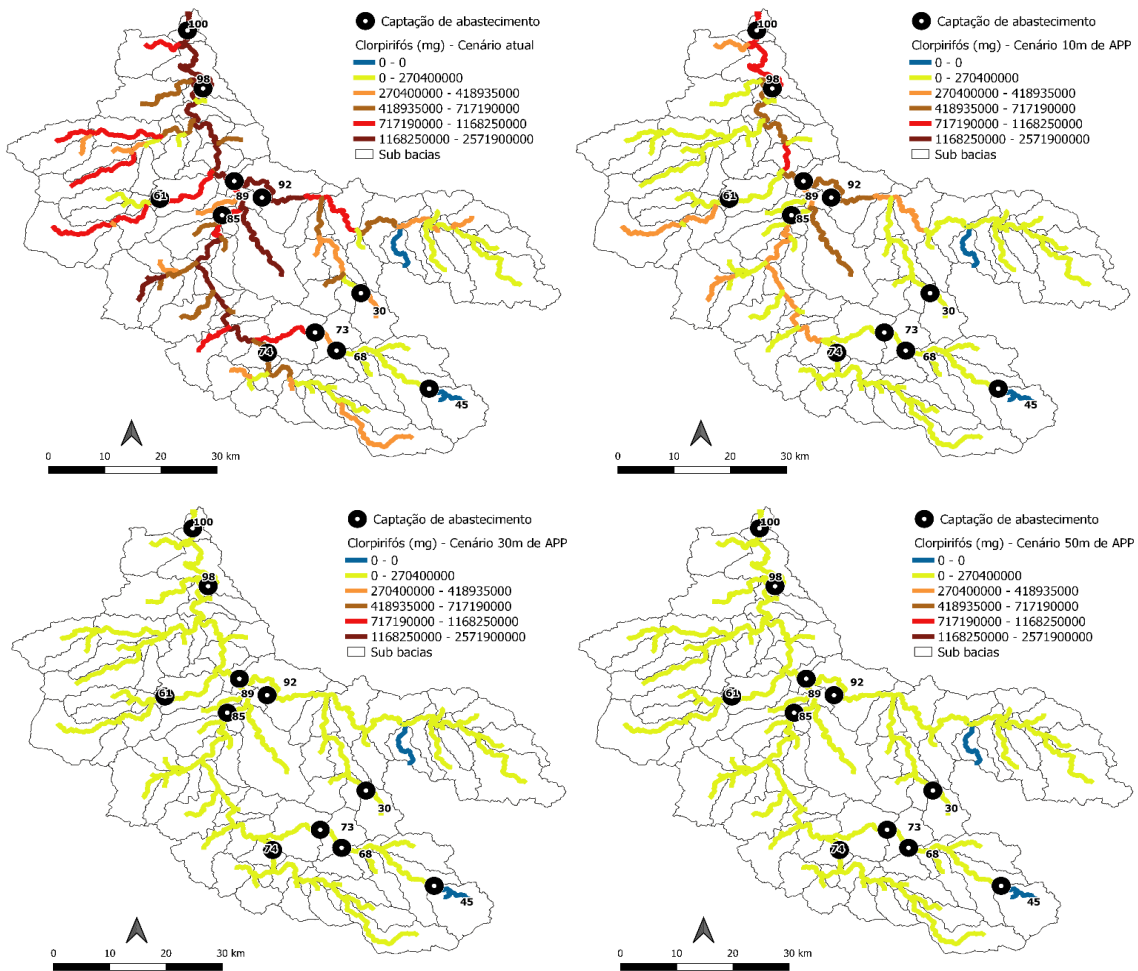


Figura 5. Simulação do Transporte máximo anual de Clorpirifós considerando os cenários de mata ciliar

Vale ponderar que apesar da retenção de agrotóxicos e contaminantes e o importante papel protetivo das matas ciliares, estas não eliminam os agrotóxicos do meio ambiente e dos mananciais, mesmo com uma redução significativa, resíduos de agrotóxicos ainda foram estimados nas simulações, de modo que para uma água segura se faz necessário também a busca por cenários de redução do uso de agrotóxicos.

A identificação de áreas críticas da contaminação dos mananciais por agrotóxicos é um grande desafio para a vigilância da qualidade da água de consumo humano. Contudo, as bacias com menor preservação ambiental e com intensa atividade agrícola representam um risco acentuado para esse tipo de contaminação. Instrumentos como Plano de Segurança da Água, preconizado pela OMS (WHO, 2017) devem ser elaborados para identificação e avaliação das vulnerabilidades desses mananciais.

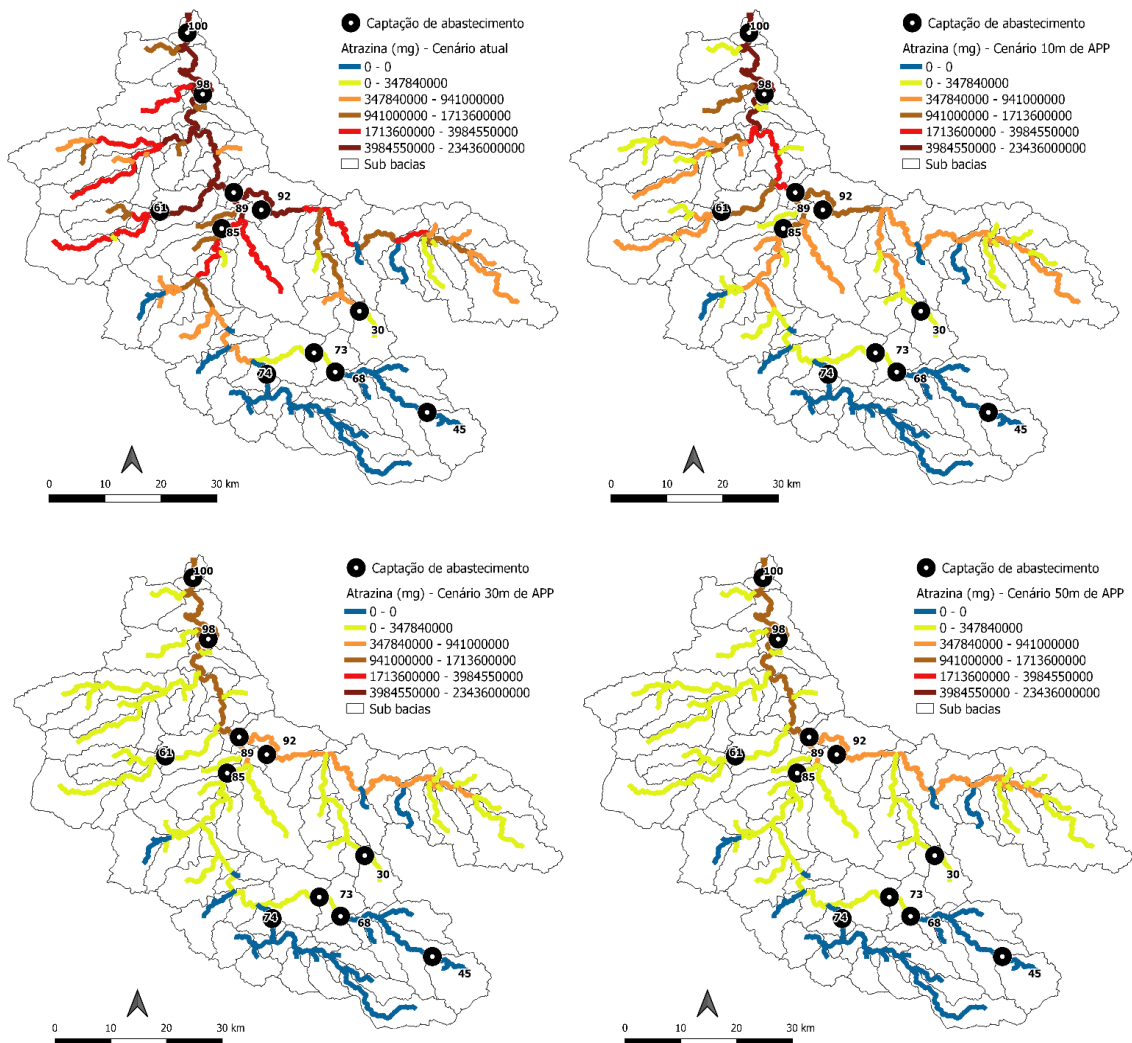


Figura 6. Simulação do transporte máximo anual de Atrazina considerando os cenários de mata ciliar

A qualidade dos dados de entrada no SWAT é determinante do ajuste da simulação e da redução das incertezas. Apesar da modelagem complexa e trabalhosa e a exigência de grande quantidade de dados (ALMENDINGER *et al.*, 2017) os resultados desse tipo de análise tem o potencial de aprimorar a gestão das bacias hidrográficas e consequentemente de melhorar a qualidade e a segurança da água de consumo humano.

Nesse sentido vale destacar a importância de trabalhos conjuntos das instituições de pesquisa, que detém a capacidade técnica e científica de novas tecnologias, e os órgãos públicos reguladores que definem as políticas públicas, para uma aplicação de recursos e normas mais efetivas na prevenção e proteção saúde.

Embora incipientes no Brasil (TAFFARELLO *et al.*, 2018), existe uma tendência importante de aprimoramento desses estudos, buscando por alternativas de modelos e métodos que possam gerar análises satisfatórias mesmo em regiões com pouca disponibilidade de dados de monitoramento (FAVA *et al.*, 2020).

### 5.3.4 Conclusão

O escoamento de agrotóxicos para os mananciais de abastecimento público além representa riscos à saúde humana e um desafio para a manutenção da segurança da água sobretudo em bacias de ocupação agrícola. A presença dessas substâncias nos mananciais depende de fatores como a dinâmica hidrológica da bacia, o comportamento ambiental do princípio ativo e o grau de preservação vegetal e de proteção do manancial.

A partir da modelagem hidrológica do SWAT foi possível observar o impacto protetivo das matas ciliares no âmbito da redução do transporte de agrotóxicos, sobretudo na faixa dos 10m e 30m de APP. Reduções expressivas de escoamento de agrotóxicos foram observadas, sobretudo nos períodos pós- aplicação e maior mobilidade das substâncias.

Esses resultados são importantes para o direcionamento de programas de recuperação das matas ciliares tendo o potencial de subsidiar planos de amostragem mais adequados aos períodos de maior risco para a contaminação da água de abastecimento público bem como orientar ações de recuperação ambiental; gestão agrícola e vigilância da qualidade da água.

### 5.3.5 Referências

ABBASPOUR KC; ROUHOLAHNEJAD E; VAGHEFI S; SRINIVASAN R; YANG H; KLØVE, B - A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology** v.524 pp.733-752, 2015.

ABBASI Y; MANNAERTS C.M; MAKAU W. Modeling Pesticide and Sediment Transport in the Malewa River Basin (Kenya) Using SWAT. **Water** (11) 87, pp.1-20, 2019.

ADAS M.A.A, HARDT E, MIRAGLIA S.G.K, SEMENSATTO D. Reforest or perish: ecosystem services provided by riparian vegetation to improve water quality in an urban reservoir (São Paulo, Brazil). **Sustainability in Debate** v. 11(1): 226-243, 2020. doi:10.18472/SustDeb.v11n1.2020.28152

ALBERG KS, TURYK ME, JONES RM, RANKIN K, FREELS S, STAYNER LT. Atrazine Contamination of Drinking Water and Adverse Birth Outcomes in Community Water Systems with Elevated Atrazine in Ohio, 2006-2008. **Int. J Environ Res Public Health** 31:15 (9):1889, 2020 doi: 10.3390/ijerph15091889. PMID: 30200320; PMCID: PMC6164008

ALMENDINGER J.E; ULRICH J.S. Use of SWAT to Estimate Spatial Scaling Of Phosphorus Export Coefficients and Load Reductions Due To Agricultural BMPS. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 53(3): 547-561, 2017.



ARNOLD, J.G., MORIASI, D.N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K.C., WHITE, M.J., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., HARMEL, R.D., GRIENSVEN, A VAN, VANLIEW, M.W., KANNAN, N., JHA, M.K. SWAT: model use, calibration, and validation. **ASABE** 55, 1491–1508, 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Agrotóxicos no Brasil e os impactos na qualidade da água para consumo humano, 2018.

BRASIL. Portal Brasileiro de Dados Abertos. Ministério da Saúde. Sistema de Informação da Qualidade da Água para Consumo Humano. SISAGUA. Análises Semestrais. Brazilian Open Data Portal. Ministry of Health. Water Quality Information System for Human Consumption. SISAGUA. Semiannual Reviews.

<https://dados.gov.br/dataset?tags=SISAGUA&organization=ministerio-da-saude-ms>, 2020.

BRETERNITZ, B.S; VEIGA D.P.B; PEPE RAZZOLINI, M. T; NARDOCCI, A. C. Land use associated with *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp. in surface water supply in the state of São Paulo, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115-143, 2020.

CHEN H; LUO Y; POTTER C; MORAN P.J; GRIENEISEN M.L; ZHANG M. Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. **Water Research** 121, p. 374-385, 2017.

CHOI D.S; READY R.C; SHORTLE J.S. Valuing water quality benefits from adopting best management practices: A spatial approach. **Journal of Environmental Quality** 1-11, 2020. DOI: 10.1002/jeq2.20005

FANG J, LIU H, ZHAO H, WONG M, XU S, CAI Z. Association of prenatal exposure to organochlorine pesticides and birth size. **Sci. Total Environ.** 1 (654):678-683, 2019 doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.384.

FAVA M.C; MAZZOLENI M; ABE N; MEDIONDO E.M; SOLOMATINE D.P. Improving flood forecasting using an input correction method in urban models in poorly gauged areas, **Hydrological Sciences Journal** (65) 7: 1096-111, 2020.

JANNEY P; JENKINS J. A Systems Approach to Modeling Watershed Ecohydrology and Pesticide Transport. **Journal of Environmental Quality** (48) 4, pp.1047-1056, 2019.

KARKI R; SRIVASTAVA P; BOSCH D.D; KALIN L; LAMBA J; STRICKLAND T.C. Multi-Variable Sensitivity Analysis, Calibration, and Validation of a Field-Scale SWAT Model: Building Stakeholder Trust in Hydrologic and Water Quality Modeling. **ASABE**. 63(2): 523-539, 2020. Doi: 10.13031/trans.13576

KOUCHI D.H; ESMALI K; FARIDHOSSEINI A; SANAEINEJAD S.H; KHALILI D; ABBASPOUR K.C. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. **Water** (9) 384, 2017.

LEE H-J; KIM D-K; CHUNG E.G; Strong links between load and manure and a comprehensive risk assessment of veterinary antibiotics with low KOW in intensive livestock farming watersheds. **Chemosphere** 279, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130902>

MARTINS W.A; MARTINS L.L; DE MARIA I.C; MORAES J.F.L; PEDRO JUNIOR M.J; Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. **Ciência e Agrotecnologia** 45, 2020. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202145028220>

MORIASI DN; ARNOLD JG; LIEW MWV; BINGNER RL; HARMEL RD; VEITH TL. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **ASABE** 50 (3) p. 885-900, 2007.

MUÑOZ-CARPENA R; FOX G.A; SABBAGH G.J. Parameter Importance and Uncertainty in Predicting Runoff Pesticide Reduction with Filter Strips. **Journal of Environmental Quality** v. 39 pp. 630-641, 2010.

MUÑOZ-CARPENA R; FOX G.A; RITTER A; PEREZ-OVILLA O; RODEA-PALOMARES I. Effect of vegetative filter strip pesticide residue degradation assumptions for environmental exposure assessments. **Science of the Total Environment** 619-620, PP. 977-987, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.093>

NIMET J; NEVES M.P; VIANA N.P; AMORIM J.P.A; DELARIVA R.L. Histopathological alterations in gills of a fish (*Astyanax bifasciatus*) in Neotropical streams: negative effects of riparian forest reduction and presence of pesticides. **Environ. Monito. Assess.** 192 (58), 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8030-y>

OLIVEIRA, V. A. MELLO, C. R. VIOLA, M. R., SRINIVASAN, R.S. Land-use change impacts on the hydrology of the upper Grande river basin, Brazil. **CERNE**, v. 24 (4): 334-343, 2018.

PASCALÉ A, LABORDE A. Impact of pesticide exposure in childhood. **Rev Environ Health.** 25- 35(3):221-227, 2020. Doi: 10.1515/reveh-2020-0011.

POLETIKA N.N; COODY P.N; FOX G.A; SABBAGH G.J.; DOLDER S.C; WHITE J; Chlorpyrifos and atrazine removal from runoff by vegetated filter strips: Experiments and predictive modeling. **Journal of Environmental Quality**. v. 38, pp. 1042–1052, 2009.

SIRABAHENDA Z; ST-HILAIRE A; COUTENAY S.C; VAN DEN HEUVEL M.R. Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. **Catena** 195 2020.

STAYNER LT, ALMBERG K, JONES R, GRABER J, PEDERSEN M, TURK M. Atrazine and nitrate in drinking water and the risk of preterm delivery and low birth weight in four Midwestern states. **Environ Res.** 152:294-303, 2017. Doi: 10.1016/j.envres.2016.10.022.

TAFFARELLO D; SRINIVASAN R; MOHOR G.S; GUIMARÃES J.L.B; CALIJURI M.C; MEDIONDO E.M. Modeling freshwater quality scenarios with ecosystem-based adaptation in the headwaters of the Cantareira system, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences** 22, 4699–4723, 2018

VILLAMIZAR M.L; STOATE C; BIGGS J; MORRIS C; SZCUUR J. BROWN C. Comparison of technical and systems-based approaches to managing pesticide contamination in surface water catchments. **Journal of Environmental Management** 260, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110027>

WALLACE C. W; FLANAGAN D.C; ENGEL B.A. Evaluating the Effects of Watershed Size on SWAT Calibration. **Water** (10) 898, 2018.

WANG R; YUAN Y; YEN H; GRIENEISEN M; ARNOLD J; WANG D; WANG C; ZHANG M. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the Total Environment** 669, p. 512-526, 2019.

WINCHELL M.F; JONES R.L; ESTES T.L. Comparison of Models for Estimating the Removal of Pesticides by Vegetated Filter Strip. **American Chemical Society**. Goh et al.; Pesticide Mitigation Strategies for Surface Water Quality. **ACS Symposium Series; American Chemical Society**: Washington, DC, 2011. Doi: 10.1021/bk-2011-1075.ch017

WINSTON JJ, EMCH M, MEYER RE, LANGLOIS P, WEYER P, MOSLEY B, OLSHAN AF, BAND LE, LUBEN TJ; National Birth Defects Prevention Study. Hypospadias and maternal exposure to atrazine via drinking water in the National Birth Defects Prevention study. **Environ Health**. 15;15(1):76, 2016. Doi: 10.1186/s12940-016-0161-9.

WHO. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. ISBN 978-92-4-154995-0. Geneva: **World Health Organization**, 2017.

YU C; DUAN P; YU Z; GAO B. Experimental and model investigations of vegetative filter strips for contaminant removal: A review. **Ecological Engineering** 126, pp. 25-36, 2019.

Anexo 1. Redução da média anual de transporte de agrotóxicos aos mananciais nos cenários simulados.

Transporte de Atrazina (mg) nos cenários de APP				
	Média Atual	Média com 10m	Média com 30m	Média com 50m
2005	62458553.38	27255881.74	15265555.56	15265555.56
2006	128214190.5	46591695.81	17295532.89	17295532.89
2007	75309157.37	31434380.6	16467844.66	16467844.66
2008	144362132.4	50221343.49	16074619.04	16074619.04
2009	95061535.14	38786263.2	19594354.96	19594354.96
2010	40856260.67	23127126.7	17783795.84	17783795.84
2011	252327449.1	79616437.22	15824879.82	15824879.82
2012	158655760.7	53055963.95	14085643.3	14085643.3
2013	82070622.84	33691116.62	17190564.51	17190564.51
2014	54409299.93	23617733.51	13175296.23	13175296.23
2015	47726540.78	24108819.61	16265361.71	16265361.71
2016	54634955.04	27930128.98	18978061.14	18978061.14
Total Geral	99673871.48	38286407.62	16500125.81	16500125.81

Transporte de Clorpirofós (mg) nos cenários de APP

Ano	Média atual	Média com 10m	Média com 30m	Média com 50m
2005	6721714.128	2532702.969	1278089.226	1278089.226
2006	10072412.55	3723865.797	1850600.848	1850600.848
2007	2833742.002	1470633.841	1400689.65	1400689.65
2008	5608762.888	2386583.468	1571355.214	1571355.214
2009	7093277.839	2884246.044	2053665.555	2053665.555
2010	2902480.368	1464159.765	1279232.269	1279232.269
2011	18629691.78	6052890.213	1490570.912	1490570.912
2012	7174895.285	2702357.673	1386157.6	1386157.6
2013	8031863.285	3103223.732	1678057.887	1678057.887
2014	7186355.474	2655348.257	1272040.657	1272040.657
2015	2670896.11	1588560.172	1483208.043	1483208.043
2016	8862002.955	3390691.245	1805651.261	1805651.261
Total Geral	7315674.555	2829605.265	1545776.593	1545776.593

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de agrotóxicos em bacias de abastecimento público é um fator de risco à contaminação da água para consumo humano no Brasil e no mundo. Esse tipo de exposição, residual e generalizada, é objeto de inúmeras pesquisas sobre os impactos e desfechos em saúde, sobretudo em grupos mais vulneráveis como crianças e gestantes.

O elevado investimento público no desenvolvimento tecnológico da agricultura brasileira parece ignorar uma perspectiva de redução no uso de agrotóxicos e de fertilizantes químicos. As políticas recentes do governo federal, quanto à liberação de agrotóxicos e reclassificação toxicológica combinadas à uma agenda ambiental predatória, de desmonte dos poucos avanços observados nas últimas décadas, têm ocasionado um aumento expressivo no consumo de agrotóxicos, inclusive daqueles já banidos em outros países.

Nesse contexto, os mananciais de abastecimento público encontram-se em uma situação de alta vulnerabilidade quanto à redução de vazão, à contaminação química e patogênica, exigindo processos de tratamento cada vez mais complexos e custosos para a manutenção da potabilidade da água.

O monitoramento atual de agrotóxicos em água para consumo humano previsto na legislação federal, embora importante, ainda requer ajustes e aprimoramentos visando uma amostragem mais assertiva dos períodos críticos de risco de contaminação. Nesse sentido, também as ações de vigilâncias da qualidade da água precisam de melhor coordenação, antecipação ao risco e capacidade de resposta pautadas em inovações tecnológicas e integrativas.

Desse modo, as ferramentas disponíveis de modelagem hidrológica, sensoriamento remoto e avaliação de risco podem contribuir e subsidiar tomadas de decisão de forma mais ágil e efetiva. A partir das simulações realizadas nesta pesquisa foi possível obter um grau de calibração satisfatório para a avaliação de cenários, ainda que seja possível a aplicação do modelo mesmo sem esta etapa, sobretudo em regiões sem dados de monitoramento hidrológico, conforme apresentado na literatura.

A avaliação de cenários de aplicação de agrotóxicos visando a compreensão do comportamento e persistência ambiental perante os mananciais de abastecimento público evidenciou a complexidade das interações e fatores envolvidos referentes à eficiência de aplicação, pluviosidade, mobilidade das substâncias e vulnerabilidade das captações de água para consumo humano.

De tal forma que, para a definição de planos de amostragem da qualidade da água essas variáveis devem ser consideradas para uma coleta oportuna, do contrário, o monitoramento realizado que já é custoso se mostra pouco efetivo, podendo inclusive ignorar um risco presente na bacia de abastecimento. Sobre esse aspecto, salienta-se a importância dos atores envolvidos no processo de fornecimento de água terem a disposição informações de uso e aplicação de agrotóxicos, como substâncias aplicadas, culturas alvo, volume e periodicidade.

A partir da modelagem SWAT foi possível avaliar também o impacto de diferentes cenários de proteção do manancial na qualidade da água. Como exhaustivamente preconizado em legislações em todo o mundo, a preservação da mata ciliar exerceu um papel fundamental na retenção de sedimentos e de agrotóxicos reduzindo de forma significativa o escoamento dessas substâncias para os mananciais de abastecimento.

Foi possível observar também que essa redução não ocorre de forma homogênea em toda a bacia hidrográfica, de modo que, mesmo em condições mais preservadas dependendo da característica ambiental do agrotóxico resíduos ainda podem alcançar os mananciais. Esses resultados são essencialmente importantes para a definição de planos de recuperação ambiental, gerenciamento da produção agrícola, e delimitação de áreas críticas em que o uso de agrotóxicos seja restritivo.

Sobre algumas limitações encontradas para a modelagem hidrológica a partir do modelo SWAT, estas referem-se sobretudo ao volume de dados necessários para uma simulação adequada. A qualidade dos resultados de modelagem, em especial em situações complexas que envolvam a integração de variados conjuntos de informações como a estudada neste trabalho é fundamental para a redução das incertezas envolvidas.

Este é um importante desafio da ampliação do uso de modelos para subsidiar políticas públicas, uma vez que temos diversas lacunas em relação aos dados necessários, como por exemplo a escassez de pontos e/ou descontinuidade de monitoramento climáticos e hidrológicos, e ausência de dados sobre o uso e aplicação de agrotóxicos.

Contudo deve ser destacado que para além do grau de incerteza, os resultados dos modelos evidenciam conexões, sinergias e relações de grande relevância para a gestão integrada das bacias hidrográficas que dificilmente seriam visualizados sem o uso dessas ferramentas. Como já atestado pela literatura internacional, a avaliação ampliada dos riscos é fundamental aos órgãos de regulação que podem usufruir de modelagens, como o SWAT, para a elaboração de análises integradas e de instrumentos como os planos de segurança da água.

A parceria com as universidades e centros de pesquisa por meio de projetos direcionados aos desafios da gestão pública integrada pode ser um caminho que favoreça e possibilite a renovação do conhecimento técnico, a atuação antecipada fundamentada na prevenção e por consequência em ações e diretrizes de vigilância em saúde ambiental que superem o cumprimento de protocolos com fim em si mesmo, sendo de fato protetora e promotora de saúde.

A prática de análise de cenários viabilizada com o uso de modelos, tem o potencial de aproximar a gestão e o planejamento da agricultura com as ações de meio ambiente e saúde; subsidiar programas de incentivo às boas práticas agrícolas; de recuperação de áreas naturais degradadas; visando a preservação, a disponibilidade e qualidade dos mananciais, em especial aqueles destinados ao abastecimento público. De tal modo que esses aspectos possam favorecer uma agricultura mais produtiva que se sustente a longo prazo.

Desse modo, a oferta de água potável e segura é uma responsabilidade compartilhada não só entre as empresas de saneamento e o SUS, mas também entre as instâncias públicas e privadas que possuem gestão sobre o território. A busca por modos de produção agrícola sustentável e promotora de saúde pode proporcionar um impacto muito maior e menos custoso do que a adoção de métodos adicionais de tratamento de água para a remoção de agrotóxicos.

Para além dos aspectos operacionais e dos desafios estruturais dos órgãos de regulação tanto da saúde quanto de outros setores, é preciso ampliar a reflexão no sentido de uma abordagem e gestão mais totalizantes. O princípio da prevenção e o princípio da precaução, que são, segundo as diretrizes do SUS, as bases das ações de vigilância em saúde ambiental precisam ser efetivamente assimilados pelos diferentes setores bem como pela população em geral.

O desafio de promover saúde em uma sociedade de riscos deve ser encarado por todos, enquanto projeto de sociedade e de país, porque os impactos da degradação ambiental na saúde humana embora desconsidere fronteiras ou classes sociais, atinge de forma mais grave populações mais pobres contribuindo para a manutenção das desigualdades sociais e de saúde num ciclo de afastamento do potencial de desenvolvimento econômico e social.

Por fim, as revisões, reflexões, e metodologias visitadas e revisitadas durante o processo desta pesquisa, fortemente relacionados com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU, considera que a manutenção dos serviços de

monitoramento e produção de dados são essenciais para a qualidade das pesquisas ambientais; a gestão e regulação públicas precisam se aproximar e usufruir do conhecimento científico produzido pelas universidades; a oferta de uma água segura à população embora de responsabilidade do SUS passa também por uma reformulação da conduta das atividades econômicas presentes nas bacias hidrográficas; priorizar a proteção e recuperação ambiental pode reduzir custos e agravos em saúde pública.



## 7 BIBLIOGRAFIA

ABBASPOUR KC; ROUHOLAHNEJAD E; VAGHEFI S; SRINIVASAN R; YANG H; KLØVE, B - A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology** v.524 pp.733-752, 2015.

ABBASI Y; MANNAERTS C.M; MAKAU W. Modeling Pesticide and Sediment Transport in the Malewa River Basin (Kenya) Using SWAT. **Water** (11) 87, pp.1-20, 2019.

ADRIOLO, M. V.; SANTOS. L.; GIBERTONI, R. C.; CAMARGO, A. S. G. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In SIMPÓSIO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6. 2008. Belo Horizonte. Anais: Comitê Brasileiro de Barragens. V. 1, p. 1-17. 2008.

ALMBERG KS, TURYK ME, JONES RM, RANKIN K, FREELS S, STAYNER LT. Atrazine Contamination of Drinking Water and Adverse Birth Outcomes in Community Water Systems with Elevated Atrazine in Ohio, 2006-2008. **Int. J Environ Res Public Health** 31-15(9):1889, 2020 doi: 10.3390/ijerph15091889. PMID: 30200320; PMCID: PMC6164008

ALMEIDA M.D; CAVENDISH T.A; BUENO P.C; ERVILHA I.C; GREGÓRIO L.S; KANASHIRO N.B.O; 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. **Cadernos de Saúde Pública** 33 (7) pp. 1-11, 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). Contas econômicas ambientais da água no Brasil 2013-2015 / Agência Nacional de Águas, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. -- Brasília: ANA, 2018. [https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-spr/contas\\_economicas.pdf](https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-spr/contas_economicas.pdf)

ARIADNE. Sistema de Informações de Agrotóxicos. Índice de Prioridade Toxicológica (ToxPi). <https://ariadne.saude.sp.gov.br/toxpi.php>

ARMAS E. D.; MONTEIRO R. T. R.; ANTUNES P. M.; SANTOS M. A. D. F.; CAMARGO, P. B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimento do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, v.30, p.1119-1127, 2007.

ARNOLD J; MORIASI DN; GASSMAN PW; ABBASPOUR KC; WHITE MJ; SRINIVASAN R.; SANTHI C; HARMEL RD; GRIENSVEN Van; VANLIEW M. W; KANNAN N; JHA MK. Swat: Model Use, Calibration, and Validation. ASABE, **American Society of Agricultural and Biological Engineers** v.55 (4):1491-1508, 2012.

AOUISSI J; BENABDALLAH S; CHABAË Z.L; CUDENNEC C; Evaluation of potential evapotranspiration assessment methods for hydrological modelling with SWAT—Application in data-scarce rural Tunisia. **Agricultural Water Management** 174, p. 39-51, 2016.

BALDISSERA G.C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado. Cuiabá, Universidade Federal do Mato Grosso 148p, 2005.

BARIZON R.R.M; FIGUEIREDO R.O; DUTRA D.R.C.S; REGITANO J.B; FERRACINI V.L. Pesticides in the surface waters of the Camanducaia River watershed, Brazil, **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, 55:3, 283-292, 2020.

BERESKIE T; RODRIGUEZ M.J; SADIQ R. Drinking Water Management and Governance in Canada: An Innovative Plan-Do-Check-Act (PDCA) Framework for a Safe Drinking Water Supply. **Environmental Management** 60, pp. 243-262, 2017.

BLAINSKI E; PORRAS E.A.A; GARBOSSA L.H.P; PINHEIRO A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v.22, n. 33, pp. 1-12, 2017.

BRASIL. Lei 8080 de 19 de setembro de 1990 que dispõe sobre a organização do SUS. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/18080.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/18080.htm)

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Plano de segurança da água: garantindo a qualidade e promovendo a saúde: um olhar do SUS / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde, 2012.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX – Do Controle e da Vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Agrotóxicos no Brasil e os impactos na qualidade da água para consumo humano, 2018.

BRASIL. Portal Brasileiro de Dados Abertos. Ministério da Saúde. Sistema de Informação da Qualidade da Água para Consumo Humano. SISAGUA. Análises Semestrais. <https://dados.gov.br/dataset?tags=SISAGUA&organization=ministerio-da-saude-ms>, 2020.

BRASIL. Portaria GM/MS 888/2021 altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação MS nº 5/2017 e dispõe sobre o Controle e Vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, 2021.

BRESSIANI D.A. Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2016.

BRIGHENTI T.M; BONUMÁ N.B; CHAFFE P.L.B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, pp. 53-64, Porto Alegre, 2016.

BRIGHENTI TM; BONUMÁ NB; GRISON F; MOTA AA; KPBIYAMA M; CHAFFE PLB. Two calibration methods for modeling streamflow and suspended sediment with the swat model. **Ecological Engineering** 127, 103-113, 2019.

BRODY JG; ASCHENGRAU A; McKELVEY W; RUDEL RA; SWARTZ C; KENNEDY T – Breast Cancer risk and historical exposure to pesticides from wide-area applications assessed with GIS – **Environmental Health Perspectives** v. 112 n.8, 2004.

CAIRUS, HF; RIBEIRO JR, WA. Textos hipocráticos: o doente, o médico e a doença [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2005. História e Saúde collection. 252 p. ISBN 978-85-7541-375-3. Available from SciELO Books <<http://books.scielo.org>>

CALDAS S.S; ARIAS J.L.O; RAMBALDI 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.**, v. 30 (1), 71-80, 2019.

CALVERT GM; KARNIK J; MEHLER L; BECKMAN J; MORRISSEY B; SIEVERT J; BARRETT R; LACKOVIC M; MABEE L; SCHWARTZ A; MITCHELL Y; MORAGA-

MCHALEY S - Acute Pesticide Poisoning Among Agricultural Workers in the United States, 1998–2005. **American Journal of Industrial Medicine** 51:883–898, California, 2008.

CAMPANHOLA, C.; BETTIOL, W. Panorama sobre o uso de agrotóxicos no Brasil p.13-51 in CAMPANHOLA, C.; BETTIOL, W. (Ed.). Métodos alternativos de controle fitossanitário. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, 279p, 2003.

CARMO S.N; MENDES L. D; CORAZZA G; COMELLI H; MERIB J; CARASEK E. Determination of pesticides of different chemical classes in drinking water of the state of Santa Catarina (Brazil) using solid-phase micro extraction coupled to chromatographic determinations. **Environmental Science and Pollution Research**, 2020.

CASTLE G.D; MILLS. G.A; BAKIR A; GRAVELL A; SCHUMACHER M; SNOW K; FONES G.R. Measuring metaldehyde in surface waters in the UK using two monitoring approaches **Environ. Sci. Proc. Imp.**, 20 pp. 1180-1190, 2018.

CASTRO LIMA, J.A.M., LABANOWSKI, J., BASTOS, M.C. et al. “Modern agriculture” transfers many pesticides to watercourses: a case study of a representative rural catchment of southern Brazil. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 27, 10581–10598 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06550-8>

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DE SÃO PAULO. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018. <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios>>

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DE SÃO PAULO. Diagnóstico da contaminação de águas superficiais, subterrâneas e sedimentos por agrotóxicos, Relatório Final, 2019.

CHEN H; LUO Y; POTTER C; MORAN P.J; GRIENEISEN M.L; ZHANG M. Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquin watershed into the Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. **Water Research** 121, p. 374-385, 2017.

CHEN M; GASSMAN P.W;SRINIVASAN R; CUI Y; ARRITT R. Analysis of alternative climate datasets and evapotranspiration methods for the Upper Mississippi River Basin using SWAT within HAWQS. **Science of the Total Environment** 720 p. 1-17, 2020.

CREMONESE C; FREIRE C; CAMARGO A.M; LIMA J. S; KOIFMAN S; MEYER A. Pesticide consumption, central nervous system and cardiovascular congenital malformations in the South and Southeast region of Brazil. **International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health** 27(3):474 – 486, 2014.

COELHO C.N. 70 Anos de Política Agrícola no Brasil (1931-2001). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Revista de Política Agrícola** X (01): 03-58, Brasília, 2011.

CUI S; HOUGH R; YATES K; OSPREY M; KERR C;COOPER P; COULL M; ZHANG Z. Effects of season and sediment-water exchange processes on the partitioning of pesticides in the catchment environment: Implications for pesticides monitoring. **Science of the Total Environment** v 69 pp.1-8, 2020.

DA SILVA R.M; DANTAS J.C; BELTRÃO J.A; SANTOS C.A.G. Hydrological simulation in a tropical humid basin in the Cerrado biome using the SWAT model. **Hydrology Research** 49 (3): 908–923, 2018.

DA SILVA V.P.R; SILVA M.T; SINGH V.P; SOUZA E.P; BRAGA C.C; HOLANDA R.M; ALMEIRA R.S.R; SOUSA F.A.S; BRAGA A.C.R. Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. **Catena** 162, 166-176, 2018.

DELLA-FLORA A; BECKER R.W; BENASSI S.F; TOCI A.T; CORDEIRO G.A; IBÁÑEZ M; PORTOLÉS T; HERNANDEZ F; BOROSKI M; SIRTORI C. Comprehensive investigation of pesticides in Brazilian surface water by high resolution mass spectrometry screening and gas chromatography– mass spectrometry quantitative analysis. **Science of the Total Environment** 669, 248-257, 2019.

DÉSERT, M; RAVIER, S; GILLE, G; QUINAPALLO, A; ARMENGAUD, A; POCHET, G; QUIVET, E. (2018). Spatial and temporal distribution of current-use pesticides in ambient air of Provence-Alpes-Côte-d'Azur Region and Corsica, France. **Atmospheric Environment** 192, PP. 241-256, 2018.

DUTRA L.S; FERREIRA A.P. Associação entre malformações congênitas e a utilização de agrotóxicos em monoculturas no Paraná, Brasil. **Saúde debate** 41, 2017.

EMBRAPA. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. ISBN 978-85- 7035-799- 1, Brasília, DF: Embrapa, 212p, 2018.

FANG J, LIU H, ZHAO H, WONG M, XU S, CAI Z. Association of prenatal exposure to organochlorine pesticides and birth size. **Sci. Total Environ.** 1(654): 678-683, 2019 doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.384.

FAVA M.C; MAZZOLENI M; ABE N; MEDIONDO E.M; SOLOMATINE D.P. Improving flood forecasting using an input correction method in urban models in poorly gauged areas, **Hydrological Sciences Journal** (65) 7: 1096-111, 2020.

FIOCRUZ. Fundação Oswaldo Cruz. Coleção Saúde, Ambiente e Sustentabilidade – Agrotóxicos e Saúde. Série Fiocruz - Documentos Institucionais. Rio de Janeiro, 2018. ISBN: 978-85-8110-063-0. <https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/32385/2/02agrototoxicos.pdf>

FRANCO A.C. L; BONUMÁ N.B. Multi-variable SWAT Model Calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v.22 n. 35 pp. 1-11, 2017.

FREITAS M.B; FREITAS C.M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, 10 (4): 993-1004, 2005.

GIULIVO M; ALDA ML; CAPRI E; BARCELÓ D – Human exposure to endocrine disrupting compounds: Their role in reproductive systems, metabolic syndrome and breast cancer. A review – **Environmental Research** v.151 pp. 251-264, 2016.

GOUIN T; SHOEIB M; HARNER T. Atmospheric concentrations of current-use pesticides across south-central Ontario using monthly-resolved passive air samplers. **Atmospheric Environment** 42 (34) pp. 8096-8104, 2008.

HIPÓCRATES. Tratado sobre os ares, as águas e os lugares. Coleção Igreja Positivista do Brasil, Rio de Janeiro, 1930. Disponível online [<http://www.fgv.br/cpdoc/acervo/arquivo-pessoal/IP/impresso/tratado-sobre-os-ares-as-aguas-e-os-lugares>]

HUANG F; LI Z; ZHANG C; HABUMUGISHA T; LIU F; LUO X. Pesticides in the typical agricultural groundwater in Songnen plain, northeast China: occurrence, spatial distribution and health risks. **Environmental Geochemistry and Health** v. 41, p. 2681–2695, 2019.

HUSK B; SANCHEZ J.S; LEDUC R; TAKSER L; SAVARY T; CABANA H. Pharmaceuticals and pesticides in rural community drinking waters of Quebec, Canada – a regional study on the

susceptibility to source contamination. **Water Quality Research Journal** v.54 (2), p. 88–103, 2019.

HVEZDOVÁ M; KOSUBOVÁ P; KOŠÍKOVÁ M; KERSTIN E. SCHERR A,D,ZDENĚK ŠIMEK A, LUKÁŠ BRODSKÝ E, MAREK ŠUDOMA A, LUCIA ŠKULCOVÁ A,MILAN SÁŇKA A, MARKÉTA SVOBODOVÁ A, LUCIA KRKOŠKOVÁ A,JANAVAŠÍČKOVÁ A, NATÁLIA NEUWIRTHOVÁ A, LUCIE BIELSKÁ A, JAKUB HOFMAN. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. **Science of the Total Environment** 613-614, pp. 361-370, 2018.

IBAÑEZ HC; MELANDA V.S;GERBER VKQ; LICHT OAB; IBAÑEZ MVC; AGUIAR JUNIOR FR; MELLO RG; KOMECHEN H; ANDRADE DP; PICHARSKI GL; FIGUEIREDO DPG; PIANOVSKI MAD; FIGUEIREDO MMO; CUSTODIO G; PARISE IZS; CASTILHO LM; PARAIZO MM; EDINGER C; FIORI CMCM; PEDRINI H; KIESEL FILHO N; FABRO ALMR; FACHIN RD; OGRADOWSKI KRP; PARISE GA; SALDIVA PHN; LEGAL EF; ROSATI R; RODRIGUEZ-GALINDO C; RIBEIRO RC; ZAMBETTI GR; LALLI E; FIGUEIREDO BC. Spatial trends in congenital malformations and stream water chemistry in Southern Brazil. **Science of the Total Environment** 650 p. 1278-1291, 2019.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuário 2006. Rio de Janeiro, 2006.

[https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro\\_2006.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf)

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuária, Floresta e Aquícola 2017. Rio de Janeiro, 2017. <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>

INCA. Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. Ambiente, trabalho e câncer: aspectos epidemiológicos, toxicológicos e regulatórios / Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. – Rio de Janeiro: INCA, 2021.

JANNEY P; JENKINS J. A Systems Approach to Modeling Watershed Ecohydrology and Pesticide Transport. **Journal of Environmental Quality** (48) 4, pp.1047-1056, 2019.

JUNG C; LEE D; MOON J. Comparison of the Penman-Monteith method and regional calibration of the Hargreaves equation for actual evapotranspiration using SWAT-simulated results in the Seolma-cheon basin, South Korea. **Hydrological Sciences Journal** (61) n 4, 793-800, 2016.

KAYSER G; LORET J.F; SETTY K; BLAUDIN DE THÉ C; MARTIN J; PUIGDOMENECH C; BARTRAM J. Water safety plans for water supply utilities in China, Cuba, France, Morocco and Spain: costs, benefits, and enabling environment elements. **Urban Water Journal** 16 (4) pp. 277-288, 2019.

KOUCHI D.H; ESMAILI K; FARIDHOSSEINI A; SANAEINEJAD S.H; KHALILI D; ABBASPOUR K.C. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. **Water** (9) 384, 2017.

LINHART C; NIEDRIST GH; NAGLER M; NAGRANI R; TEMML V; BARDELLI T; WILHALM T; RIEDL A; ZALLER JG; CLAUSING P; HERTOGE H. Pesticide contamination and associated risk factors at public playgrounds near intensively managed apple and wine orchards. **Environmental Sciences Europe** v. 31 n. 28 pp. 1- 16, 2019.

LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. de. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde em Debate**, v. 42, n. 117, p. 518–534, 2018.

MÄLZER H.J; STABEN N; HEIN A; MERKEL W. Identification, assessment, and control of hazards in water supply: experiences from Water Safety Plan implementations in Germany. **Water Science & Technology**, 61 (5): 1307-1315, 2010.

MAZOYER M; ROUDART L. História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea. ISBN 978-85-7139-994-5. Editora UNESP, São Paulo; NEAD Brasília, 568p, 2010.

MELLO, K. DE, VALENTE, R. A., RANDHIR, T. O., DOS SANTOS, A. C. A., & VETTORAZZI, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **CATENA**, 167, 130–138. Doi:10.1016/j.catena.2018.04.027

MONTOYA, MA. A pegada hídrica da economia brasileira e a balança comercial de água virtual: uma análise insumo-produto. **Economia Aplicada** 24(2), 215-248, 2020. <https://doi.org/10.11606/1980-5330/ea167721>

MORAES R.F. Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. **Texto para Discussão-IPEA**, 2506 pp. 1-84, 2019.

MORIASI DN; ARNOLD JG; LIEW MWV; BINGNER RL; HARMEL RD; VEITH TL. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **ASABE** 50 (3) p. 885-900, 2007.

MREMA E.J; NGOWI A.V; KISHINHI S.S; MAMUYA S. R. Pesticide Exposure and Health Problems among Female Horticulture Workers in Tanzania. **Environmental Health Insights** V.11 P. 1-13, 2017.

MUÑOZ-QUEZADA M.T ; LUCERO B.A; IGLESIAS V.P; MUÑOZ M.P; CORNEJO C.A; ACHU E; BAUMERT B; HANCHEY A; CONCHA C; BRITO A.M; VILLALOBOS M. Chronic exposure to organophosphate (OP) pesticides and neuropsychological functioning in farm workers: a review. V. 22 (1) pp. 68-79, 2016.

NEITSCH S.L; ARNOLD J.G; KINIRY J.R; WILLIAMS J.R. Ferramentas de Avaliação de Solo & Água. Documentação Teórica versão 2009. Instituto de Recursos Hídricos do Texas. Relatório técnico n. 406. Texas A & M University System, Texas 2011.

OLIVEIRA, A.U. A Mundialização da Agricultura Brasileira. ISBN: 978-85-7506-145-9 São Paulo: Iandé Editorial, 545p, 2016.

OLIVEIRA JUNIOR A; MAGALHÃES T.B; MATA R.N; 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. Saúde**, Brasília, 28(1):e2018117, 2019.

OLIVEIRA, V. A. MELLO, C. R. VIOLA, M. R., SRINIVASAN, R.S. Land-use change impacts on the hydrology of the upper Grande river basin, Brazil. **CERNE**, v. 24 (4): 334-343, 2018.

PASCALÉ A, LABORDE A. Impact of pesticide exposure in childhood. **Rev Environ Health**. 25-35(3):221-227, 2020. Doi: 10.1515/reveh-2020-0011.

PEREIRA D.R; MARTINEZ M.A; PRUSKI F.F. DA SILVA D.D. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies** 7, pp. 14-37, 2016.

PIRES N.L; PASSOS C.J. S; MORGADO M.S; MELLO D.C; INFANTE C.M.C; CALDAS E.D. Determination of glyphosate, AMPA and glufosinate by high performance liquid chromatography with fluorescence detection in waters of the Santarém Plateau, Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, 55:9, 794-802, 2020.

PORTO J.R.S. O Discurso do agronegócio: modernidade, poder e “verdade”. **Revista NERA** v. 17, nº 25, p. 24-46, 2014.

PROHUMA. Instituto Prohuma de Estudos Científicos. Cenários agrícolas brasileiros: estudo das principais modalidades de aplicação de agrotóxicos por cultivo no Brasil. Prohuma, Jundiaí, 2019. [http://prohuma.org.br/wp-content/uploads/2020/01/Ebook\\_PROHUMA\\_Metodos\\_2019.pdf](http://prohuma.org.br/wp-content/uploads/2020/01/Ebook_PROHUMA_Metodos_2019.pdf)

QUEIROZ A.C.L.; DE MAGALHÃES C.; DA SILVA S.C.F.; HELLER L.; CAIRNCROSS S. Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua): lacunas entre a formulação do programa e sua implantação na instância municipal. **Saúde Soc.** São Paulo, v.21, n.2, p.465-478, 2012.

RAFEE S.A.A.; UVO C.B.; MARTINS J.A.; DOMINGUES L.M.; RUDKE A.P.; FUJITA T.; FREITAS E.D. Large-Scale Hydrological Modelling of the Upper Paraná River Basin. **Water** 11, 882, 1-20, 2019.

SANTOS B.B.M.; Segurança Hídrica da Região Metropolitana do Rio de Janeiro: contribuições para o debate. **Ambiente & Sociedade** XIX nº 1 p. 103-120, 2016

SETTI K.E.; KAYSER G.L.; BOWLING M.; ENAULT J.; LORET J-F.; SERRA C.P.; ALONSO J.M.; MATEU A.P.; BARTRAM J. Water quality, compliance, and health outcomes among utilities implementing Water Safety Plans in France and Spain. **International Journal of Hygiene and Environmental Health** 220 513–530, 2017.

SOARES W.L. Uso dos agrotóxicos e seus impactos à saúde e ao ambiente: uma avaliação integrada entre a economia, a saúde pública, a ecologia e a agricultura. Tese (Doutorado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2010.

SOUSA A. S.; DUAVI W.C.; CAVALCANTE R.M.; MILHOME M.A.L., NASCIMENTO R.F. Estimated Levels of Environmental Contamination and Health Risk Assessment for Herbicides and Insecticides in Surface Water of Ceará, Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol** 96:90–95, 2016.

STAYNER LT, ALMBERG K, JONES R, GRABER J, PEDERSEN M, TURYK M. Atrazine and nitrate in drinking water and the risk of preterm delivery and low birth weight in four Midwestern states. **Environ Res.** 152:294-303, 2017. Doi: 10.1016/j.envres.2016.10.022.

SUMMERILL C; POLLARD S.J.T; SMITH JA. The role of organizational culture and leadership in Water Safety Plan Implementation for improved risk management. **Science of the Total Environment** 408, pp. 4319-4327, 2010.

SWARTJES F.A.; VAN DER AA M. Measures to reduce pesticides leaching into groundwater-based drinking water resources: An appeal to national and local governments, water boards and farmers. **Science of the Total Environment** v. 699, 2020.

TAFFARELLO D; SRINIVASAN R; MOHOR G.S; GUIMARÃES J.L.B; CALIJURI M.C; MEDIONDO E.M. Modeling freshwater quality scenarios with ecosystem-based adaptation in the headwaters of the Cantareira system, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences** 22, 4699–4723, 2018

TARAWNEH E; BRIDGE J; MACDONALD N. A pre-calibration approach to select optimum inputs for hydrological models in data-scarce regions. **Hydrology and Earth System Sciences** V. 20, PP. 4391-4407, 2016.

TAVORA F.L. A política agrícola brasileira: análise e histórico recente. **Revista de Informação Legislativa**, Brasília v. 40, n. 157, 2003.

TOCCALINO P.L.; GILLIOM R.J.; LINDSEY B.D.; RUPERT M.G. Pesticides in Groundwater of the United States: Decadal-Scale Changes, 1993–201. **Groundwater** v.54, p. 112-125, 2014

TUDINSI J.G, TUDINSI T.T. Integrating Ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology** 16 (2) P. 83-91, 2016



VALADARES A; ALVES F; GALIZA M. O crescimento do uso de agrotóxicos: uma análise descritiva dos resultados do censo agropecuário 2017. **Nota Técnica nº 65**. Diretoria de Estudos e Políticas Sociais, IPEA, 2020.

VALENTIM L.S.O; ELMEC A.M; MARIO JUNIOR R.J; BATAIERO M.O. Novos cenários de produção e de vigilância da qualidade da água para consumo humano – 20 anos de Proagua no Estado de São Paulo – Parte I. **Boletim Epidemiológico Paulista BEPA** 9(100):29-39, 2012.

VALENTIM L.S.O; VEIGA D.P.B; MARIO JUNIOR R; ELMEC A.M; Água potável e resíduos de agrotóxicos no estado de São Paulo. **Boletim Epidemiológico Paulista-BEPA** 16(186):43-53, 2019.

VAN DEN BERG H.H.J.L; FRIEDERICHS L; VERSTEEGH J.F.M; SMEETS P.W.M.H; HUSMAN A.M.R. How current risk assessment and risk management methods for drinking water in The Netherlands cover the WHO water safety plan approach. **International Journal of Hygiene and Environmental Health** 222, pp. 1030-1037, 2019.

VASCONCELOS C.H; ANDRADE R.C; BONFIM C.V; RESENDE R.M.S; QUEIROZ F.B; DANIEL M.H.B; GRIGOLETTO J.C; CABRAL A.R; REDIVO A.L; LACERDA J.C.V; ROHLFS D.B. Surveillance of the drinking water quality in the Legal Amazon: analysis of vulnerable areas. **Caderno de Saúde Coletiva** 24 (1): 14-20, 2016.

VEIGA D.P.B. O impacto do uso do solo na contaminação por agrotóxicos das águas superficiais de abastecimento público Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, 2017.

VEIGA D.P.B; GUANDIQUE M.E.G; NARDOCCI A.C. Land use and water quality in watersheds in the State of São Paulo, based on GIS and SWAT data. **Rev. Ambient. Água** v. 14 (5), 2019.

VILJOEN F.C. The World Health Organization's water safety plan is much more than just an integrated drinking water quality management plan. **Water Science & Technology** 61(1): 173-179, 2010.

WALLACE C. W; FLANAGAN D.C; ENGEL B.A. Evaluating the Effects of Watershed Size on SWAT Calibration. **Water** (10) 898, 2018.

WANG R; YUAN Y; YEN H; GRIENEISEN M; ARNOLD J; WANG D; WANG C; ZHANG M. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the Total Environment** 669, p. 512-526, 2019.

WANG X; MELESSE A.M; YANG W. Influences of Potential Evapotranspiration estimation methods on SWAT hydrologic simulation in a northwestern Minnesota watershed. **American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)** 49(6): 1755-1771, 2006.

WINCHELL M.F; PERANGINANGIN N; SRINIVASAN R; CHEN W. Soil and Water Assessment Tool Model Predictions of Annual Maximum Pesticide Concentrations in High Vulnerability Watersheds. **Integrated Environmental Assessment and Management** (14) n.3, pp. 358-368, 2017.

WINSTON JJ, EMCH M, MEYER RE, LANGLOIS P, WEYER P, MOSLEY B, OLSHAN AF, BAND LE, LUBEN TJ; National Birth Defects Prevention Study. Hypospadias and maternal exposure to atrazine via drinking water in the National Birth Defects Prevention study. **Environ Health** 15(1):76, 2016. Doi: 10.1186/s12940-016-0161-9.

WHO. Effective approaches to drinking water quality surveillance. In: **Meeting Report Protocol on Water and Health**. World Health Organization, Regional Office for Europe, Oslo, Norway, 2015.



WHO. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. ISBN 978-92-4-154995-0. Geneva: **World Health Organization**, 2017.

WU K; JOHNSTON C.A. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. **Journal of Hydrology** (337), 1-2, p. 187-199, 2007.

## Anexo – Curriculum Lattes



### Denise Piccirillo Barbosa da Veiga

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/6427740067324613>

ID Lattes: **6427740067324613**

Última atualização do currículo em 06/07/2021.

Bacharelado em Geografia pela Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas-USP e licenciatura pela Faculdade de Educação - USP. Mestrado em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública - USP, atualmente doutoranda em Saúde Pública na Faculdade de Saúde Pública-USP com projeto de pesquisa "Agrotóxicos e a Vigilância da água de abastecimento público". Atuo de forma colaborativa em pesquisas nas áreas de saúde ambiental e geografia da saúde. **(Texto informado pelo autor)**

### Identificação

<b>Nome</b>	Denise Piccirillo Barbosa da Veiga
<b>Nome em citações bibliográficas</b>	VEIGA, DPB;VEIGA, Denise Piccirillo Barbosa da;DA VEIGA, DENISE PICCIRILLO BARBOSA;BARBOSA DA VEIGA, DENISE PICCIRILLO
<b>Lattes ID</b>	<a href="http://lattes.cnpq.br/6427740067324613">http://lattes.cnpq.br/6427740067324613</a>
<b>Orcid ID</b>	<a href="https://orcid.org/0000-0003-0317-245X">https://orcid.org/0000-0003-0317-245X</a>

### Endereço

### Formação acadêmica/titulação

<b>2017</b>	Doutorado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 6). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Orientador:  Adelaide Cassia Nardocci. Grande área: Ciências da Saúde
<b>2015 - 2017</b>	Mestrado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: O impacto do uso do solo na contaminação por agrotóxicos das águas superficiais de abastecimento público, Ano de Obtenção: 2017. Orientador:  Adelaide Cassia Nardocci. Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, Brasil. Palavras-chave: Agrotóxicos; Manancial de Abastecimento; Escoamento superficial; SWAT. Grande área: Ciências da Saúde
<b>2009 - 2014</b>	Grande Área: Ciências da Saúde / Área: Saúde Coletiva / Subárea: Saúde Pública. Graduação em Geografia. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: O PNAE e a agricultura camponesa - Estratégias de reprodução frente aos avanços da silvicultura. Orientador: Valéria de Marcos.
<b>2004 - 2006</b>	Ensino Médio (2º grau). Marques de São Vicente, EE, Brasil.

### Formação Complementar

<b>2021 - 2021</b>	Introdução à Vigilância Sanitária. (Carga horária: 100h). Escola Nacional de Administração Pública, ENAP, Brasil.
<b>2020 - 2020</b>	Introdução à Convenção de Estocolmo sobre POPs. (Carga horária: 20h). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, CETESB, Brasil.
<b>2020 - 2020</b>	Climate Reality Leadership Corps. (Carga horária: 30h). The Climate Reality Project, CRP, Estados Unidos.
<b>2020 - 2020</b>	Climate Change and Health: From Science to Action. (Carga horária: 60h). Yale University, Coursera, YALE, Estados Unidos.
<b>2020 - 2020</b>	Chemicals and Health. (Carga horária: 20h). Johns Hopkins, Coursera, JOHNS HOPKINS, Estados Unidos.
<b>2019 - 2019</b>	



## Adelaide Cassia Nardocci



Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/7211771211059721>

ID Lattes: 7211771211059721

Última atualização do currículo em 18/05/2021

Sou Bacharel em Física pela Universidade Estadual de Londrina (1987), mestre em Engenharia Nuclear pela Coordenação dos Programas de Pós Graduação Em Engenharia (COPPE/UFRJ) (1990) e doutora em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo (1999). Tenho pós-doutorado pela Universidade de Bologna (2008) e Livre-docência pela USP (2010). Sou professora associada do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Minha atividade de pesquisa atual tem ênfase em métodos quantitativos de avaliação de exposição e riscos associados a exposição ambiental a agentes químicos e microbiológicos; vigilância em saúde ambiental de água de abastecimento público, análise espacial de dados de saúde e ambiente. **(Texto informado pelo autor)**


### Identificação

<b>Nome</b>	Adelaide Cassia Nardocci
<b>Nome em citações bibliográficas</b>	NARDOCCI, A. C.; NARDOCCI, ADELAIDE CÁSSIA; NARDOCCI, ADELAIDE CÁSSIA; NARDOCCI, ADELAIDE C.; NARDOCCI, A.C.; NARDOCCI, ADELAIDE
<b>Lattes ID</b>	 <a href="http://lattes.cnpq.br/7211771211059721">http://lattes.cnpq.br/7211771211059721</a>
<b>Orcid ID</b>	 <a href="https://orcid.org/0000-0002-0961-4725">https://orcid.org/0000-0002-0961-4725</a>

### Endereço

<b>Endereço Profissional</b>	Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública. AVENIDA DR. ARNALDO, 715 CERQUEIRA CESAR 01246904 - São Paulo, SP - Brasil Telefone: (11) 30617887 Fax: (11) 30617732 URL da Homepage: <a href="http://www.fsp.usp.br">www.fsp.usp.br</a>
------------------------------	--

### Formação acadêmica/titulação

<b>1995 - 1999</b>	Doutorado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Risco como Instrumento de gestão ambiental, Ano de obtenção: 1999. Orientador:  Carlos Celso do Amaral e Silva. Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, Brasil. Palavras-chave: avaliação de riscos; gestão ambiental; gerenciamento de riscos; saúde ambiental. Grande área: Ciências da Saúde
<b>1988 - 1990</b>	Mestrado em Engenharia Nuclear. Coordenação dos Programas de Pós Graduação Em Engenharia, COPPE/UFRJ, Brasil. Título: Desenvolvimento de um sistema de medidas de conteúdo mineral ósseo `in vivo` usando raios gama monoenergéticos, Ano de Obtenção: 1990. Orientador: Ricardo Tadeu Lopes. Bolsista do(a): Comissão Nacional de Energia Nuclear, CNEN, Brasil. Palavras-chave: Atenuação da Radiação; Densidade Ossea; Instrumentação Nuclear; interação da radiação com a matéria. Grande área: Engenharias
<b>1983 - 1987</b>	Graduação em Bacharel em Física. Universidade Estadual de Londrina, UEL, Brasil. Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, Brasil.

### Pós-doutorado e Livre-docência