

# MAPEAMENTO DO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS POR AGROTÓXICOS NO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL

*MAPPING POTENTIAL CONTAMINATION OF GROUNDWATER AND SURFACE WATER BY PESTICIDES IN THE NORTHWEST OF RIO GRANDE DO SUL*

**Caroline Emiliano SANTOS, Malva Andrea MANCUSO, Marcos TOEBE, Tariana Lissak SCHULLER**

Universidade Federal de Santa Maria. Rua Sete de Setembro, s/n/ - Frederico Westphalen, RS.

E-mails: caroline\_emiliano@hotmail.com; malvamancuso@gmail.com; m.toebe@gmail.com; tarianalissak@hotmail.com

Introdução

Área de estudo

Uso de agrotóxicos por município

Metodologia

Variantes para cálculo da adsorção e mobilidade das substâncias no ambiente

Método de GOSS

Índice de GUS

Precipitação

Profundidade do nível da água subterrânea

Método AF/RF

Resultados e discussão

Potencial de contaminação das águas superficiais pelo método de GOSS e pelo índice de GUS

Estimativa da vulnerabilidade ambiental à aplicação de agrotóxicos pelo método AF/RF

Análise comparativa entre modelos

Conclusão

Referências

**RESUMO** - Neste estudo foi avaliado o potencial de contaminação das águas subterrâneas pelo índice de GUS, das águas superficiais pelo método de GOSS e de adsorção e mobilidade pelo método AF/RF (Fator de Atenuação / Fator de Retardo). Pretende-se contribuir com a identificação das substâncias químicas que devem ser priorizadas pelos órgãos públicos no monitoramento ambiental da qualidade das águas. Para isso, foi estruturada uma base de dados contendo as principais culturas, os tipos e quantidades de agrotóxicos aplicados em 2018 nas áreas agrícolas de 25 municípios do noroeste rio-grandense. A partir dessa base, foram identificados os 10 agrotóxicos mais utilizados, sendo estes: glifosato; dicloreto de paraquate; atrazina; mancozebe; 2,4-D; simazina; imidacloprido; acefato; trifloxistrobina e prothioconazol. O glifosato, o dicloreto de paraquate, a atrazina, o acefato, o trifloxistrobina, o imidacloprido, a simazina e o prothioconazol apresentaram potencial para contaminar as águas superficiais (método de GOSS). A atrazina, 2,4-D, imidacloprido, simazina e prothioconazol têm potencial para lixiviar e atingir as águas subterrâneas (índice de GUS). O glifosato, o dicloreto de paraquate, o mancozebe, o acefato, a trifloxistrobina, o imidacloprido e o prothioconazol apresentaram alta capacidade de adsorção ao solo (RF) e o dicloreto de paraquate, o glifosato, o acefato, a trifloxistrobina e o prothioconazol apresentam potencial muito baixo de lixiviação para as águas (AF).

**Palavras-chave:** Águas superficiais. Sistema de Informações Geográficas. Águas subterrâneas. AF/RF; GOSS.

**ABSTRACT** - In this study, the potential for contamination of groundwater by the GUS index, of surface water by the GOSS method and of adsorption and mobility by the AF/RF method (Attenuation Factor / Retardation Factor) were evaluated. It is intended to contribute to the identification of chemical substances that should be prioritized by public agencies in the environmental monitoring of water quality. For this, a database was structured containing the main crops, types and amounts of pesticides applied in 2018 in agricultural areas of 25 municipalities in northwestern Rio Grande do Sul. From this base, the 10 most used pesticides were identified, namely: glyphosate; paraquat dichloride; atrazine; mancozeb; 2,4-D; simazine; imidachlorprid; acephate; trifloxystrobin and prothioconazole. Glyphosate, paraquat dichloride, atrazine, acephate, trifloxystrobin, imidachlorprid, simazine and prothioconazole showed the potential to contaminate surface water (GOSS method). Atrazine, 2,4-D, imidachlorprid, simazine and prothioconazole have the potential to leach into groundwater (GUS index). Glyphosate, paraquat dichloride, mancozeb, acephate, trifloxystrobin, imidachlorprid and prothioconazole showed high soil adsorption capacity (RF) and paraquat dichloride, glyphosate, acephate, trifloxystrobin and prothioconazole have high soil adsorption capacity (RF) very low potential for leaching into water (AF).

**Keywords:** Surface Water. Geographic Information System. Groundwater. AF/RF. GOSS.

## INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial elevou a demanda por alimentos, intensificando as atividades agrícolas e oportunizando a inserção e comercialização de novos herbicidas, fungicidas, acaricidas e demais produtos para o controle de pragas nas lavouras (Casagrande, 2018). No Brasil, o

modelo de produção agrícola adotado, tornou o país o principal consumidor de agrotóxicos desde 2008, deixando a população mais exposta à contaminação, seja pelo manuseio, pela ingestão de alimentos ou pela contaminação do meio. Entre os anos de 2012 – 2014, a Região Sul do

Brasil registrou o uso de 9,81 kg/ha de agrotóxico (INCA, 2020; Bombardi, 2017).

Segundo as técnicas de uso, estima-se que a aplicação aérea de agrotóxico é de aproximadamente 900 milhões de litros por ano no Brasil, sendo que os estados do Mato Grosso, Paraná e Rio Grande do Sul utilizaram em média 17,6% desse total, o equivalente a 158 milhões de litros por ano (Pignati, 2017).

Uma vez na atmosfera, os agrotóxicos podem ser transportados a grandes distâncias por meio da ação eólica ou pela ação da chuva, do orvalho, da neblina ou da neve, sendo posteriormente depositados em superfície (Gavrilescu, 2005). Além disso, dependendo da condição ambiental, é possível que o agrotóxico lixivie para a água superficial e/ou água subterrânea (Severo et al., 2020; Fan et al., 2018). Existem também outros comportamentos associados aos agrotóxicos, além dos processos de retenção, de transformação e de transporte (Spadotto, 2002), como a movimentação pelo fluxo de massa e a bioacumulação ou biomagnificação (Hunter & Stabe, 1972; Rosa et al., 2011).

No Brasil, diversos estudos relacionam a mobilidade, o comportamento e os efeitos adversos dos agrotóxicos nas águas, nos ecossistemas e na saúde humana (De Castro & Naval, 2019; Pereira et al., 2019; Buralli et al., 2019 e Paumgartten, 2020). Os efeitos deletérios causados pelo agrotóxico podem ocorrer de maneira a causar intoxicações do tipo: aguda, subaguda e crônica, que podem aparecer a longo prazo (Faria et al., 2007).

Todavia, a identificação de resíduos de agrotóxicos no ambiente, é dificultada pelo elevado número de princípios ativos utilizados na agricultura e os custos relacionados à identificação desses princípios, seja pela utilização de tecnologias tradicionais ou avançadas (Narendran et al., 2020; Bapat et al., 2016; Li et al., 2013). Em busca de tecnologias de baixo custo que permitam entender o comportamento e a mobilidade desses insumos no ambiente, surgiram os modelos matemáticos aplicados às tecnologias ambientais (Bernard et al., 2005; Spadotto et al., 2002). São diversos os modelos de triagem e índices de aplicação simples, dentre eles se destacam: o método *Screening* da Environmental Protection Agency (EPA) (Cohen et al., 1995), o índice LIX (Spadotto, 2002), o Leaching Index (LEACH) (Laskowski et al., 1982), o índice Groundwater Ubiquity Score (GUS) (Gustafon, 1989) e o método de GOSS (Goss, 1992).

O modelo *Screening* da EPA considera características do agrotóxico como: o coeficiente de adsorção do agrotóxico à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ), a Constante da Lei de Henry ( $K_H$ ), o tempo de meia-vida ( $T_{1/2}$ ) na água e no solo e solubilidade em água (mg/L); já o índice LIX leva em consideração o  $K_{oc}$  e a taxa de degradação do pesticida no solo ( $K$ ); o LEACH é calculado utilizando variáveis de  $T_{1/2}$  na água, solubilidade em água, pressão vapor (Pa) e o  $K_{oc}$ ; o índice de GUS utiliza o  $T_{1/2}$  na água e  $K_{oc}$ , por fim, o método de GOSS considera os itens de GUS e a solubilidade (mg/L).

Um modelo amplamente utilizado, que considera as características físico-químicas do agrotóxico, as características do solo e as condições climáticas, facilitando a análise da mobilidade e a adsorção das substâncias no ambiente, é o AF/RF (Fator de Atenuação/Fator de Retardo), desenvolvido por Rao et al. (1985) (Gaona et al., 2019; Santos & Leite, 2016; De Paz & Rubio, 2006). O Fator de Retardo indica a adsorção do agrotóxico no solo e o Fator de Atenuação estima a fração de um pesticida que, após aplicado, lixivia no perfil do solo (Rao et al., 1985).

Dentre os fatores que influenciam a vulnerabilidade ambiental, está a pressão ambiental ocasionada pelo uso do solo (Li et al., 2006). O Estado do Rio Grande do Sul possui cerca de 76,8% (216.485,58 km<sup>2</sup>) do seu território destinado à atividade agrícola para plantio direto (36%), cultivo convencional (25%) e cultivo mínimo (15%), e em cerca de 70% dessas áreas são utilizadas técnicas que envolvem o uso de agrotóxicos; entretanto, 5% dos estabelecimentos que os utilizam não recebem assistência técnica (IBGE, 2017).

O agricultor que não faz o manejo adequado do produto na cultura e o uso correto de Equipamento de Proteção Individual (EPI), corre risco de contaminar o meio, ser intoxicado e, quando aplicado em grande escala, coloca em risco a saúde da população que reside no entorno dessas culturas (Silva et al., 2019; Pignati, 2017).

A escolha de um modelo que possa prever a vulnerabilidade ambiental nesse contexto é um desafio, devido à variabilidade dos fenômenos naturais que são complexos e de múltiplas escalas (Corwin et al., 1996).

Sendo assim, nesse estudo foram identificadas as áreas agrícolas de municípios do noroeste rio-grandense que têm aplicação intensiva de agrotóxico e, posteriormente, avaliado o potencial de contaminação das águas subterrâneas pelo índice

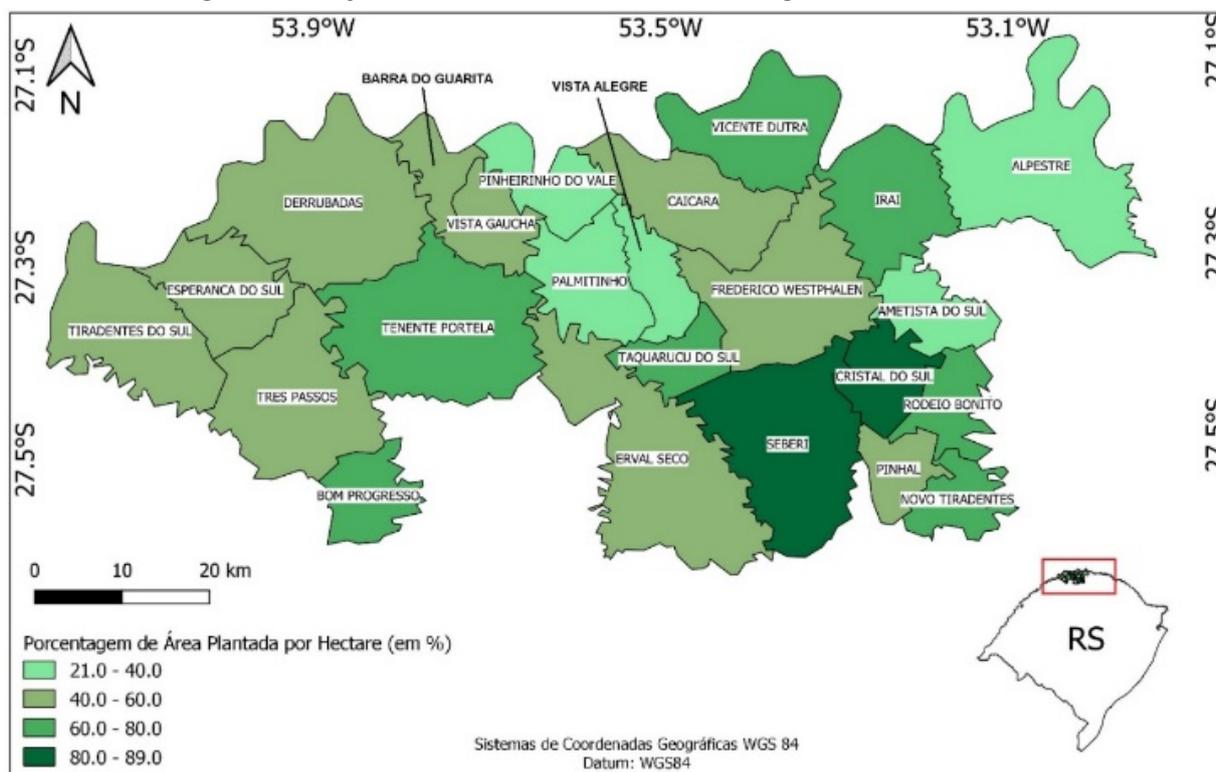
de GUS (Gustafon, 1989), das águas superficiais pelo método de GOSS (Goss, 1992) e a adsorção

e mobilidade das substâncias pelo método AF/RF (Rao et al., 1985).

### ÁREA DE ESTUDO

Levando em conta a extensão territorial e a importância econômica das atividades agrícolas, foram selecionados 25 municípios da região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul para realizar a aplicação do estudo proposto, sendo estes: Alpestre, Ametista do Sul, Barra do Guarita, Bom Progresso, Caiçara, Cristal do Sul,

Derrubadas, Erval Seco, Esperança do Sul, Frederico Westphalen, Iraí, Liberato Salzano, Novo Tiradentes, Palmitinho, Pinhal, Pinheirinho do Vale, Rodeio Bonito, Seberi, Taquaruçu do Sul, Tenente Portela, Tiradentes do Sul, Três Passos, Vicente Dutra, Vista Alegre e Vista Gaúcha (Figura 1).



**Figura 1** - Municípios do noroeste do Estado do Rio Grande do Sul e suas respectivas áreas plantadas, em relação a área total de cada município.

Entre os estabelecimentos rurais desses municípios, 91% (18.298) utilizam agrotóxicos (IBGE, 2017).

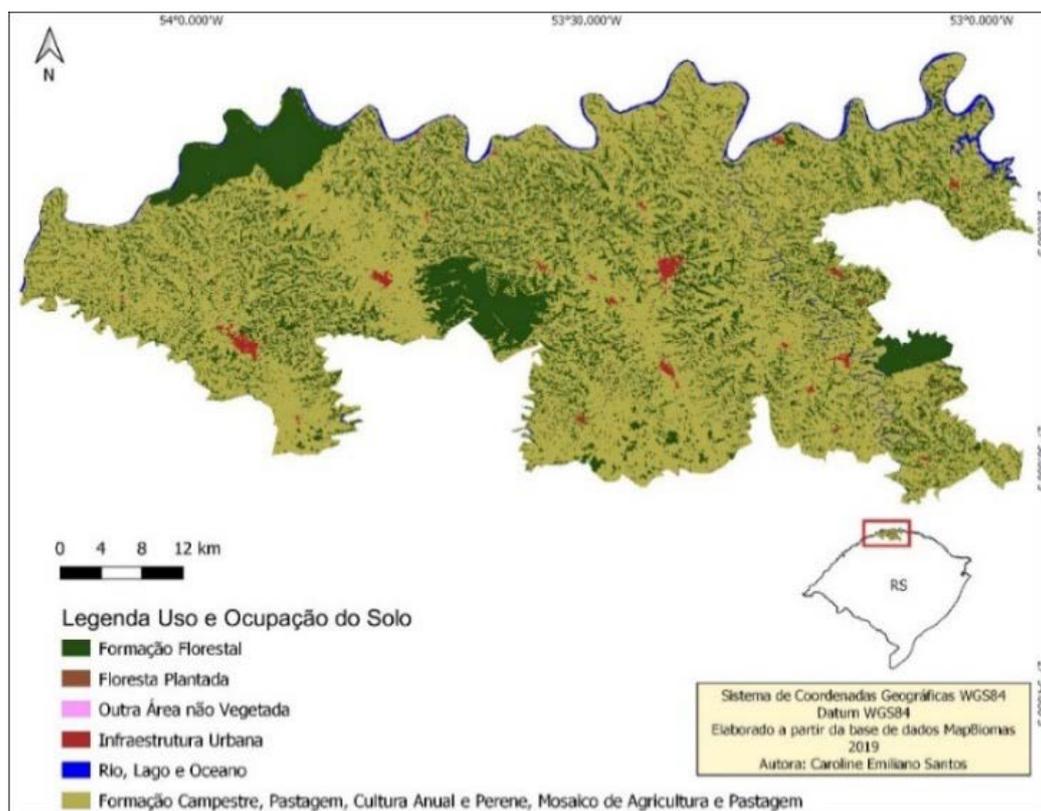
Essa população está potencialmente exposta a uma eventual contaminação pela exposição às substâncias químicas, assim como os diferentes compartimentos do meio; entre eles o solo, as águas (Simões et al., 2018; Prates et al., 2011; Pinheiro et al., 2010) e os alimentos produzidos (Simões et al., 2018). A identificação do uso e ocupação do solo em classes (Figura 2) indica predomínio de áreas de Cultura Anual e Perene (1.460,98 km<sup>2</sup>), que somadas às áreas com Mosaico de Agricultura e Pastagem (1.167,79 km<sup>2</sup>) perfazem 59,9% do território; seguidos pelas Formações Florestais (1.204,54 km<sup>2</sup>) (27,5%) e pelas Pastagens (433,5 km<sup>2</sup>) (9,9%) (Figura 2). O uso para Florestas Plantadas, Formação Campestre, Área Não Vegetada e áreas Urbanas ocupam 1,8% do

território, enquanto 1,5% é ocupado por rios e lagos. A agricultura em conjunto com a pastagem (Pastagem, Cultura Anual e Perene, e Mosaico de Agricultura e Pastagem) ocupa a maior parte do território (69,8%) e, somadas às Formações Florestais (27,5%), caracterizam o território com intenso uso agropecuário e áreas de formação florestal.

Em relação à pastagem, não é possível identificar se essa área possui ou não aplicação de agrotóxicos, pois no MapBiomias (PROJETO MapBiomias, 2019) a classificação inclui pastos limpos, pastos sujos e solo exposto.

Entre as classes de Formação Florestal, destacam-se as áreas de Unidade de Conservação, como o Parque Estadual do Turvo (174,9 km<sup>2</sup>), ou Áreas de Proteção Permanente conforme legislação do “Novo Código Florestal” (BRASIL, 2012).

O bioma Cerrado possui áreas tipicamente de



**Figura 2** - Mapa de Uso e Ocupação do Solo da Região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.

Formação Campestre, porém as áreas identificadas por fotointerpretação, podem ser formações em vegetação semi-xerófila e/ou de florestas caducifólia na região (Rambo, 1956).

A intensa atividade agrícola é desenvolvida pela agricultura familiar (73% representada por parentesco familiar) e por demais produtores (27%), de acordo com IBGE (2017). Apesar da agricultura familiar se caracterizar inicialmente pela produção da variedade de produtos e subsistência, muitas já fazem parte do sistema de mercantilização do consumo, deixando de produzir seu alimento, para comprá-los no mercado às custas de produzir em sua propriedade *commodities* como milho, soja, trigo, etc. (Gazzolla & Schneider, 2006).

Os dados dos cultivos na área de estudo adquiridos por meio dos receiptários registrados no Sistema Integrado de Gestão de Agrotóxicos (RIO GRANDE DO SUL, 2019) e pela Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2017), ambas para o ano de 2018, permitiram identificar o plantio de 73 diferentes tipos de culturas nos municípios, com destaque, em todos os municípios, para: amendoim, batata-doce, cana-de-açúcar, feijão, fumo, laranja, mandioca, melancia, milho, pastagens, soja, sorgo, trigo e uva. Outras são cultivadas em mais de 50% dos municípios, como: abacate, algodão, alho, arroz, aveia, banana, batata, caqui, cebola, erva-mate, goiaba, mamão, limão, pêssego, tangerina e tomate. Outras 43 culturas estimadas ocorrem em

menos de 50% dos municípios. Do ponto de vista geológico, ocorre na região a Formação Serra Geral, com a presença de basaltos afaníticos a faneríticos de cor cinza e tom azul, com crosta de alteração bege a alaranjada; basaltos hipohialinos afaníticos a faneríticos e porfiríticos, com frequência granulares hipidiomórficos, de cor cinza escura com tom verde escuro e crosta de alteração amarelo-gema distintiva; basaltos de cor cinza com tom vinho e crosta de alteração (CPRM, 2016).

A Formação Serra Geral constitui o aquífero fraturado Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), que é utilizado principalmente para abastecimento local de pequenas comunidades e para irrigação. Apresenta vazão (Q) entre 25 e 50 m<sup>2</sup>/h, transmissividade (T) entre 10<sup>-4</sup> e 10<sup>-3</sup> m<sup>2</sup>/s e condutividade hidráulica (K) entre 10<sup>-6</sup> e 10<sup>-5</sup> m/s (Diniz et al., 2014). A crosta de alteração da rocha basáltica permite o armazenamento inicial da água que atinge o solo por precipitação, constituindo um aquífero livre de espessura variável sotoposto ao sistema principal de fraturas do SASG (Baum et al., 2018; Mancuso et al., 2014 e Mancuso & Santos, 2021). Uma camada de solo, com espessura entre 1,0 e 2,5 m (Kämpf et al., 2008) e composta por Latossolos Vermelhos Distroférricos e Cambissolos Háplicos Ta Eutróficos (EMBRAPA, 2018), se sobrepõe à zona de alteração da rocha fraturada. Essa zona de alteração apresenta espessuras variáveis entre 0,3 e 24 metros, de

acordo com dados de 699 poços cadastrados na região (CPRM, 2021). O armazenamento de água na zona de alteração da rocha constitui o nível freático, que é o primeiro nível de água subterrânea atingido pela recarga; sendo essa zona que alimenta, também, nascentes e cursos de água superficiais que drenam a região de forma perene (Graepin et. al, 2016; Fritzen, 2015; Pasini et al, 2021).

Considerando a presença desse aquífero freático, sua conexão hídrica com as drenagens e medições de níveis de água realizadas em poços cacimbas, a zona não saturada apresenta espessura variável entre 0,6 m (junto aos corpos hídricos) e 1,5 m nas zonas mais elevadas (Graepin et. al, 2016; Baum et al., 2018; Mancuso et al., 2014;

Lazarotto et al., 2020).

### Uso de Agrotóxicos por Município

Os dez agrotóxicos mais aplicados no noroeste do RS (Tabela 1) são classificados como herbicidas, fungicidas, acaricidas e inseticidas, e são aplicados no cultivo para controle de plantas daninhas, insetos indesejáveis e o controle de doenças (Ferreira, 2009; Maciel et al., 2019). De acordo com o grau de toxicidade, os agrotóxicos aplicados se enquadram na classificação de: Extremamente tóxico (grau I), que é o caso do dicloreto de paraquate e 2,4-D; Altamente tóxico (grau II), como a trifloxistrobina; Moderadamente tóxico (grau III), é o caso da atrazina, mancozeb e acefato; e Pouco tóxico (grau IV), como o glifosato e o protioconazol (ANVISA, 2016).

**Tabela 1** - Quantidade de agrotóxicos utilizados por município no ano de 2018 (L/ano ou kg/ano) na região Noroeste do RS. Fonte: Rio Grande do Sul, (2019).

Municípios do Rio Grande do Sul	Quantidade de agrotóxico utilizado por município									
	1*	2*	3*	4*	5*	6*	7*	8*	9*	10*
Alpestre	10569,4	1191,3	1031,8	1168,4	714,9	1088,3	156,4	124,9	941,3	3,8
Ametista do Sul	995,1	218,5	169,3	232,2	26,5	14,6	37,5	52,2	121,3	2,5
Barra do Guarita	1255,5	1262,9	309,3	110,0	497,4	157,5	92,0	83,4	138,8	40,8
Bom Progresso	6845,2	2800,9	700,0	2275,9	1230,6	1092,9	380,6	201,9	280,0	224,0
Caiçara	9747,7	1373,1	2295,3	820,9	1905,5	1138,6	422,0	211,7	161,3	27,5
Cristal do Sul	2069,8	983,7	755,8	486,0	993,9	656,3	264,0	266,2	163,8	82,0
Derrubadas	26018,9	9870,7	3744,0	3441,0	1251,6	549,6	706,1	950,0	905,0	788,3
Erval Seco	13170,7	4910,4	3979,3	10345,4	2461,5	4969,7	1568,2	1264,2	1556,3	479,5
Esperança do Sul	21475,2	6117,1	1316,3	695,5	2020,9	891,5	592,3	250,7	501,3	371,3
Frederico Westphalen	26363,8	2986,1	5140,8	2174,7	4294,1	1374,2	1078,1	1072,0	621,3	123,8
Iraí	13956,6	2194,3	2817,8	441,2	3219,5	1095,0	617,1	455,6	438,8	31,3
Liberato Salzano	14640,7	4054,1	2504,0	925,8	1754,4	1914,2	315,7	358,8	1012,5	210,3
Novo Tiradentes	6047,9	1404,3	1985,0	1687,8	1196,1	1541,3	606,1	471,2	655,0	512,8
Palmitinho	5258,4	522,6	1010,3	70,6	648,0	45,3	76,3	52,5	138,8	16,3
Pinhal	4318,2	1759,4	1417,5	1018,8	1084,5	506,3	427,1	357,1	485,0	333,5
Pinheirinho do Vale	5551,2	532,9	1380,5	453,3	661,3	675,8	128,5	253,4	212,5	17,5
Rodeio Bonito	7030,0	900,5	2608,0	2495,0	1499,5	1650,8	1229,0	483,5	1130,0	309,8
Seberi	11385,9	5553,5	7107,5	16555,3	3402,8	7711,5	2819,0	2548,6	535,0	2005,5
Taquaruçu do Sul	2672,8	870,1	1059,0	735,1	958,9	661,3	396,3	234,2	215,0	24,3
Tenente Portela	24884,6	20489,8	4432,0	2921,7	2518,4	1486,3	1170,3	2477,6	1291,3	1080,3
Tiradentes do Sul	26808,0	4568,2	3420,3	350,1	1700,8	2097,8	558,1	491,8	726,3	178,5
Três Passos	22204,6	6956,4	4225,0	1117,3	1791,4	634,1	548,1	399,4	810,0	421,8
Vicente Dutra	14745,4	2228,6	2623,5	2075,7	3658,5	1482,2	838,3	609,9	260,0	136,3
Vista Alegre	3234,2	633,1	655,8	248,2	686,1	179,3	152,5	123,1	183,8	5,0
Vista Gaúcha	2570,6	1717,7	2464,8	169,8	337,8	363,8	242,1	338,6	301,3	125,3

\* 1 - Glifosato (L); 2 - Dicloreto de Paraquate (L); 3 - Atrazina (L); 4 - Mancozebe (kg); 5 - 2,4-D (L); 6 - Acefato (kg); 7 - Trifloxistrobina (L); 8 - Imidacloprido (L); 9 - Simazina (L); 10 - Protioconazol (L).

O glifosato foi o agrotóxico aplicado em maior quantidade no município de Tiradentes do Sul (26.808 L/ano); o dicloreto de paraquate (20.489,84 L/ano) no município de Tenente

Portela; o 2,4-D (4.294,129 L/ano) em Frederico Westphalen; a simazina (1.556,25 L/ano) em Erval Seco; a atrazina (7.107,5 L/ano), mancozebe (16.555,25 kg/ano), acefato (7.711,5 kg/ano),

trifloxistrobina (2.818,975 L/ano), imidacloprido (2.548,55 L/ano) e o prothioconazol (2.005,5 L/ano) em maior quantidade no município de Seberi (Tabela 1). O município de Ametista do Sul foi o menor consumidor de agrotóxico dentre os agrotóxicos avaliados, exceto para o mancozebe (110 kg/ano) que teve menor consumo no município de Barra do Guarita.

O dispêndio excessivo dos agrotóxicos pode estar relacionado a fatores como: a falta de assistência técnica em determinados locais e agricultores desinformados e sem instruções de uso (Almeida et al., 1985). Tal carência pode levar a problemas graves de saúde, como mostra um estudo realizado com análise de dados de intoxicações exógenas por agrotóxicos, entre os anos 2007 e 2012, em que foi constatado cerca de

32 mil intoxicações confirmadas. Os Estados com maiores incidências foram São Paulo (19%), Paraná (18%) e Minas Gerais (14%), sendo que o Rio Grande do Sul se encontrava dentre os Estados com menor valor de casos confirmados por intoxicação (2%) (Matos, 2013).

Ainda, para a região Noroeste de acordo com Santos et al. (2021), das 341 intoxicações registradas, 175 foram provenientes de agrotóxicos ou produtos químicos, com registro maior de casos para os municípios de Tenente Portela, Alpestre e Novo Tiradentes. No que concerne ao ambiente, as contaminações de solo e da água são emergentes em áreas onde ocorre o uso incorreto das quantidades de agrotóxico, alterando inclusive os níveis de metais pesados do meio (Steffen et al., 2011).

## METODOLOGIA

Neste item é apresentado o método de GOSS para águas superficiais (Goss, 1992), para as águas subterrâneas o índice de GUS (Gustafon, 1989) e, para as variantes calculadas para obter o comportamento de adsorção e mobilidade das substâncias, o método AF/RF (Rao et al., 1985).

### Método de GOSS

Para avaliar o potencial de contaminação das águas superficiais, utilizou-se o método de GOSS (Goss, 1992), que considera as seguintes características do agrotóxico: tempo de meia-vida [ $T_{1/2}$  solo (dias)], o coeficiente de adsorção do agrotóxico à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ), e solubilidade em água (mg/L) (Tabela 2).

O tempo de meia-vida do agrotóxico no solo avalia o tempo requerido para que a metade da concentração do agrotóxico desapareça, independentemente de sua concentração inicial no ambiente (Barrigossi et al., 2005). O coeficiente de adsorção do agrotóxico à matéria orgânica no solo ( $K_{oc}$ ), é o coeficiente que gera estimativa da tendência de partição do agrotóxico da fase líquida para a matéria orgânica do solo (Barceló & Hennion, 2003).

Pelo método de GOSS (Cabrera et al., 2008) os agrotóxicos são classificados em função do potencial de transporte em águas superficiais e sedimentos como: Alto Potencial de Transporte nas Águas Superficiais, devido ao transporte associado ao sedimento em suspensão (APTAS)  $t_{1/2} \geq 40$  e  $K_{oc} \geq 1000$ , ou  $t_{1/2} \geq 40$  e  $K_{oc} \geq 500$  e solubilidade  $\leq 0,5$ ; Baixo Potencial de Transporte nas Águas Superficiais, relativo ao transporte associado ao sedimento em suspensão (BPTAS)

$t_{1/2} < 1$  dia, ou  $t_{1/2} \leq 40$  dias,  $K_{oc} \leq 500$  e solubilidade  $\geq 0,5$ , ou  $t_{1/2} \leq 2$  dias e  $K_{oc} \leq 500$  ou  $t_{1/2} \leq 4$  dias,  $K_{oc} \leq 900$  e solubilidade em água  $\geq 0,5$  ou  $\leq 40$  dias e  $K_{oc} \leq 900$  e solubilidade em água  $\geq 2$ ; Alto Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos em Água (APTDA)  $t_{1/2} > 35$  dias,  $K_{oc} < 1.000.000$  e solubilidade  $> 1$ , ou  $t_{1/2} > 35$  dias,  $K_{oc} < 700$  e solubilidade em água entre 10 e 100; e Baixo Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos em Água (BPTDA)  $K_{oc} > 1.000.000$ , ou  $t_{1/2} < 1$  dia e  $K_{oc} < 100$ , ou  $t_{1/2} < 35$  dias e solubilidade em água  $< 0,5$ .

Os compostos que não se enquadram em nenhum destes grupos são considerados com Médio Potencial de Contaminação das Águas Superficiais devido a serem Transportados Dissolvidos na Água (MPTDA) ou associados ao sedimento em suspensão (MPTAS) (Cabrera et al., 2008).

As variáveis como: o coeficiente de adsorção do agrotóxico à matéria orgânica do solo ( $K_{oc}$ ), tempo de meia vida do agrotóxico no solo ( $T_{1/2}$ ) e a solubilidade do agrotóxico em água (mg/L) (Tabela 2), variam de acordo com cada agrotóxico.

### Índice de GUS

O índice de GUS também conhecido como o índice de avaliação do potencial de contaminação da água subterrânea por agrotóxico, foi aplicado utilizando a Equação 1 proposta por Gustafon (1989):

$$GUS = \log\left(\frac{t_{1/2}}{2}\right) \times 4 (-\log K_{oc}) \quad (1)$$

**Tabela 2** - Parâmetros de coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc), constante da Lei de Henry (KH), tempo de meia vida do agrotóxico no solo (t<sub>1/2</sub>) e solubilidade (mg/L) dos agrotóxicos mais utilizados na região Noroeste do RS.

Agrotóxico	Koc (mL/g)	Kh	T <sub>1/2</sub>	Solubilidade (mg/L)
<b>Glifosato</b>	1,42E+03 <sup>1</sup>	2,1E-07 <sup>1</sup>	1,50E+01 <sup>1</sup>	10500 <sup>1</sup>
<b>Dicloreto de paraquate</b>	1,00E+05 <sup>2</sup>	4,0E-09 <sup>12</sup>	3,65E+02 <sup>2</sup>	620000 <sup>12</sup>
<b>Atrazina</b>	1,00E+02 <sup>3</sup>	1,5E-04 <sup>3</sup>	7,50E+01 <sup>3</sup>	33 <sup>3</sup>
<b>Mancozeb</b>	9,98E+02 <sup>1</sup>	5,9E-04 <sup>1</sup>	7,00E+01 <sup>4</sup>	6,2 <sup>1</sup>
<b>2,4-D</b>	3,93E+01 <sup>2</sup>	4,0E-06 <sup>2</sup>	4,40E+00 <sup>2</sup>	24300 <sup>2</sup>
<b>Acefato</b>	3,02E+02 <sup>2</sup>	5,10E-08 <sup>1</sup>	3,00E+00 <sup>1</sup>	790000 <sup>1</sup>
<b>Trifloxistrobina</b>	2,38E+03 <sup>7</sup>	2,30E-03 <sup>6</sup>	7,00E+00 <sup>6</sup>	0,61 <sup>6</sup>
<b>Imidacloprido</b>	2,62E+02 <sup>8</sup>	1,7E-10 <sup>1</sup>	1,91E+02 <sup>1</sup>	610 <sup>1</sup>
<b>Simazina</b>	1,30E+02 <sup>9</sup>	2,30E-09 <sup>5</sup>	6,00E+01 <sup>5</sup>	6,2 <sup>5</sup>
<b>Protioconazol</b>	1,77E+03 <sup>11</sup>	3,00E-05 <sup>10</sup>	5,00E-01 <sup>10</sup>	300 <sup>10</sup>

**Fonte:** <sup>1</sup>Milhome, (2009); <sup>2</sup>IUPAC, (2019); <sup>3</sup>Martinazzo et al., (2011); <sup>4</sup>Gaona et al., (2019); <sup>5</sup>Lourencetti, (2005); <sup>6</sup>Andrade et al., (2011); <sup>7</sup>Bayer, (2020); <sup>8</sup>Cox et al., (1997); <sup>9</sup>Carmo et al., (2013); <sup>10</sup>Soares, (2017); <sup>11</sup>Kontiotari & Mattsoff, (2011); <sup>12</sup>FAO, (2008).

Onde t<sub>1/2</sub> é a meia-vida de degradação do pesticida e Koc é o coeficiente de sorção normalizado ao teor de carbono orgânico do solo. A partir do resultado, o potencial de lixiviação é classificado como Nulo (GUS < 1,8), Zona de Transição (GUS entre 2,8 e 1,8) e Provável Lixiviado (GUS ≥ 2,8).

#### **Variantes para Cálculo da Adsorção e Mobilidade das Substâncias no Ambiente**

Para calcular os Fatores de Retardo e Atenuação foram inicialmente calculadas a precipitação e a profundidade do nível freático e selecionadas as áreas agrícolas dos municípios estudados. Essas bases constituem os elementos necessários para aplicar a equação que permite estimar o Fator de Retardo (RF) e o Fator de Atenuação (AF) da área.

#### **Precipitação**

No noroeste do Rio Grande do Sul o clima é subtropical úmido ou Cfa, de acordo com a classificação climática de Köppen, caracterizado por verões quentes e úmidos e invernos leves (Köppen, 1900).

A precipitação média nos municípios de estudo (Figura 3) varia de 1.628,8 a 2.008,4 mm/ano (estação de Tiradentes do Sul e Tenente Portela), de acordo com a série histórica de 1988 a 2018. As demais estações apresentam médias anuais de precipitação de 1.833,7 mm (Iraí), 1.852,2 mm (Três Passos), 1.926,0 mm (Frederico Westphalen), 1.927,8 mm (Barra do Guarita) e 1.936,4 mm (Liberato Salzano) (ANA, 2019).

A partir da tabulação dos dados de precipitação (P) em planilha eletrônica e cálculo da média anual de precipitação para cada estação, o valor de P foi então multiplicado pelo percentual de recarga do aquífero freático (zona

de alteração da rocha fraturada, da Formação Serra Geral).

Os valores de recarga líquida (q), estimados em 23% da precipitação média anual (Pasini et al., 2020), encontram-se entre 420,23 a 518,17 mm/ano (estação de Tiradentes do Sul e Tenente Portela).

Nas estações pluviométricas a recarga média anual foi estimada em 473,09 mm (Iraí), 477,87 mm (Três Passos), 496,91 mm (Frederico Westphalen), 497,37 mm (Barra do Guarita) e 499,59 mm (Liberato Salzano).

Após esses cálculos, a planilha foi transferida para ArcGIS<sup>®</sup> 10.2 e foi gerado um *raster* 50x50 metros de recarga anual para os municípios. Posteriormente, esses dados pontuais foram espacializados para toda área de estudo pelo método de interpolação do Inverso da Distância ao Quadrado – IDW, no software ArcGIS<sup>®</sup> 10.2 (ESRI, 2014). No caso de lacunas de precipitação das séries históricas, essa foram preenchidas de acordo com a metodologia de ponderação regional proposta por Bertoni & Tucci (2007) e Oliveira et al. (2010).

#### **Profundidade do nível da água subterrânea**

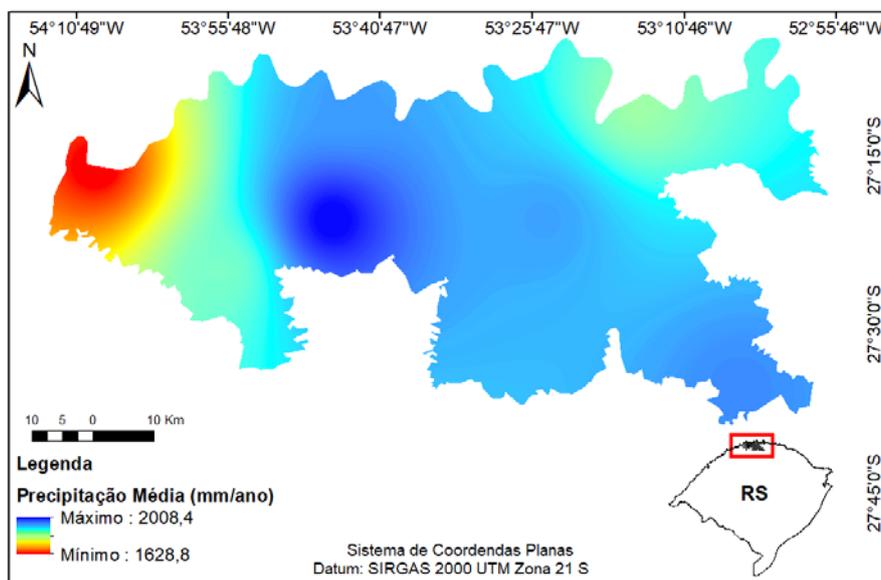
O aquífero livre da zona alterada da rocha fraturada é o principal sistema explorado para o atendimento das demandas hídricas rurais, abastecendo 54% dos estabelecimentos (IBGE, 2017).

A Profundidade do nível de água subterrânea (L), adotada para a análise, foi obtida a partir da topografia das cartas do exército de 1:50.000 (BRASIL, 1979), considerando que a base do aquífero freático está localizada a uma profundidade máxima de 25 m (nos topos de morro) e que o nível d'água subterrânea aflora nos corpos hídricos (rios e tributários), apresentando profun-

didade de 0 m nas linhas d'água. Estes valores foram definidos a partir de estudos hidrogeológicos que indicam espessuras não saturadas da zona de alteração dos basaltos da Formação Serra Geral de até 19 m (Baum et al., 2018; Mancuso

et al., 2014)

A espessura da zona não saturada foi estimada a partir da diferença entre os mapas de altitude topográfica (em *raster*) e a altitude dos corpos hídricos (*raster*).

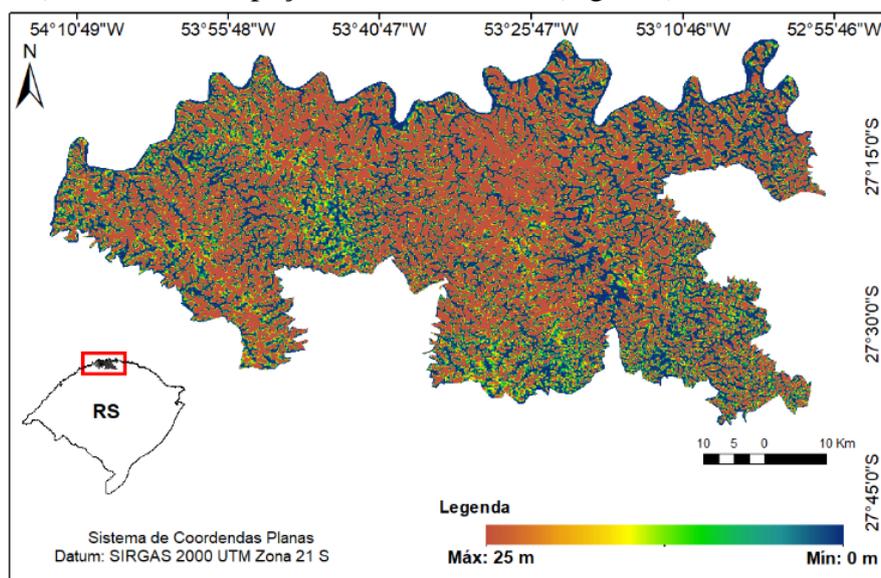


**Figura 3** - Precipitação média anual em m/ano estimada para o período de 30 anos (1988 a 2018) para a região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.

O cálculo resultou em um mapa de espessuras variáveis entre 0 m (na interseção da topografia com os corpos hídricos) e profundidades > 25 m, mas, neste estudo, a profundidade máxima considerada foi de 25 m, considerando o estudo de caracterização hidrogeológica realizado por Baum et al. (2018), *shape* de espessura do solo na área de estudo (Kämpf et al., 2008) e dados de 699 poços de abas-

tecimento localizados na região (CPRM, 2021).

A profundidade do nível da água subterrânea (L) utilizada para o cálculo do Fator de Atenuação apresenta áreas com espessuras variáveis entre 0 e 25 metros, onde 0 m são as zonas de nascentes e 25 m os corpos hídricos assumindo rios efluentes como profundidade máxima em zonas de topo de morro (Figura 4).



**Figura 4** - Espacialização dos níveis de profundidade da água subterrânea no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.

#### Método AF/RF

No modelo Atenuation Factor (AF) e Retardation Factor (RF) proposto por Rao et al. (1985) existem dois índices que são utilizados para avaliar a adsorção do agrotóxico no solo

(RF) e a fração que pode lixiviar (AF). O Fator de Retardo é calculado conforme a Equação 2.

$$RF = 1 + \left( \frac{p.OC.K_{oc}}{FC} \right) + \left( \frac{\delta.K_H}{FC} \right) \quad (2)$$

Onde  $p$  é a densidade do solo ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ); OC é o teor de carbono orgânico ( $\text{g}/\text{g}$ ); Koc é o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo ( $\text{cm}^3/\text{g}$  ou  $\text{mL}/\text{g}$ ); FC é a capacidade de campo ( $\text{v}/\text{v}$ );  $\delta$  é a porosidade do solo na capacidade de campo ( $\text{v}/\text{v}$ ); e  $K_H$  é o coeficiente de partição ar-água do agrotóxico/constante da Lei de Henry.

Os parâmetros pedológicos de densidade do solo, teor de carbono orgânico, capacidade de campo e porosidade (Tabela 3), foram espacializados de acordo com os tipos de solo encontrados na região.

**Tabela 3** - Características do solo utilizados para os cálculos dos Fatores de Atenuação e de Retardo.

Tipo de Solo	$p$	OC	FC	$\delta$
Latossolo	1,48 <sup>1</sup>	0,015 <sup>3</sup>	0,36 <sup>5</sup>	0,33 <sup>7</sup>
Cambissolo	0,93 <sup>2</sup>	0,018 <sup>4</sup>	0,44 <sup>6</sup>	0,54 <sup>8</sup>

Fonte: <sup>1</sup>Ortigara et al. (2015); <sup>2</sup>Giarola et al. (2002); <sup>3</sup>Silva, (2008); <sup>4</sup>Luciano et al. (2010); <sup>5</sup>Cherubin et al. (2015); <sup>6</sup>Giarola et al. (2002); <sup>7</sup>Mazurana (2011); <sup>8</sup>Balbinot et al. (2009).

**Tabela 4** - Classificação do Fator de Retardo, de acordo com o potencial de adsorção e do Fator de Atenuação, conforme o potencial de lixiviação.

Fator de Retardo	Potencial de Adsorção	Fator de Atenuação	Potencial de Lixiviação
1,0 - 2,0	Baixo	0	Nulo
2,0 - 3,0	Médio	0,0 - 0,0001	Muito Baixo
3,0 - 10,0	Alto	0,0001 - 0,01	Baixo
> 10	Muito Alto	0,01 - 0,1	Médio
		0,1 - 0,25	Alto
		0,25 - 1	Muito Alto

Os mapas que representam resultados para AF/RF estão baseados no mapa de uso do solo do MapBiomias – coleção 4.0 (1985-2018), cujo *raster* foi extraído no *toolkit* do Google Earth Engine®, e dele foram extraídas as áreas dos 25 municípios estudados, com ArcGIS® 10.2. Posteriormente o *raster* foi vetorizado, possibilitando o cálculo de áreas correspondentes às florestas, agricultura, rios/lagos e áreas urbanas (Figura 2).

Na tabela de atributos do arquivo vetorizado foram incluídos os dez agrotóxicos mais utilizados e suas respectivas características necessárias para os cálculos AF/RF em áreas de potencial aplicação desses agrotóxicos (pastagem, cultura anual e perene e mosaico agricultura e pastagem), considerando a variabilidade para cada um dos dois tipos de solo. Por fim, o mapa foi convertido em *raster* novamente, por meio do comando “*polygon to raster*” no ArcGIS® 10.2, possibilitando o cálculo das equações 2 e 3.

A partir do comando “*raster calculator*” os *raster* utilizados foram: capacidade de campo (FC), densidade do solo ( $p$ ), teor de carbono

O Fator de Atenuação (AF), representa a fração da massa de pesticida aplicada, que é lixiviada abaixo de uma determinada profundidade de solo ou rocha e é calculado por meio da Equação 3.

$$AF = \exp\left(\frac{-0,693 \cdot L \cdot RF \cdot FC}{q \cdot t_{1/2}}\right) \quad (3)$$

O L é a profundidade da água subterrânea (m), ou profundidade considerada a partir da superfície do solo; RF é o fator de retardo (adimensional); FC é a capacidade de campo do solo ( $\text{v}/\text{v}$ ); que é a recarga líquida da água subterrânea (m/dia); e  $t_{1/2}$  solo é a meia vida do produto (agrotóxico) no solo (d).

A escala de classificação do Fator de Retardo e do Fator de Atenuação está de acordo com a proposta de Helling & Dragun (1980), segundo Loague (1991) e Khan & Liang (1989) (Tabela 4).

orgânico (OC), coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc) e coeficiente de partição ar-água do agrotóxico/constante da Lei de Henry ( $K_H$ ). Esta metodologia permitiu obter o *raster* do Fator de Retardo de cada agrotóxico, considerando as características do meio e o comportamento do respectivo agrotóxico.

No cálculo do Fator de Atenuação realizado também em ArcGIS®, foram utilizados os seguintes dados espacializados na forma de *raster*: RF de cada agrotóxico, capacidade de campo (FC) de cada tipo de solo, variabilidade da recarga líquida da água subterrânea ( $q$ ) e profundidade da água subterrânea (L). Foi aplicada então a equação 3, pelo comando “*raster calculator*” do ArcGIS® 10.2.

O Fator de Retardo encontrado foi classificado conforme o seu potencial de adsorção para o meio e o agrotóxico utilizado, o mesmo procedimento foi realizado para o Fator de Atenuação, obtendo-se o resultado da espacialização do potencial de lixiviação do agrotóxico (Tabela 4).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item serão apresentados os resultados para: o potencial de contaminação das águas superficiais pelo índice de GUS e o seu potencial de contaminação das águas subterrâneas pelo método de GOSS; assim como, a espacialização do Fator de Retardo e do Fator de Atenuação de cada um dos agrotóxicos presentes no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS).

### Potencial de Contaminação das Águas Superficiais pelo Método de GOSS e das Águas Subterrâneas pelo Índice de GUS

De acordo com o método de GOSS, 50% dos agrotóxicos (dicloreto de paraquate, atrazina, imidacloprido, simazina, protioconazol) apresentaram alto potencial de transporte em águas de superfície e 50% apresentaram médio potencial (glifosato, 2,4-D, mancozebe, acefato, trifloxistrobina) de transporte nas águas superficiais estando dissolvidos em água. No entanto, quando associados ao sedimento, o potencial de transporte dos agrotóxicos analisados é alto em 20% dos casos (dicloreto de paraquate, protioconazol), médio em 60% dos agrotóxicos (glifosato, atrazina, acefato, trifloxistrobina, imidacloprido, simazina) e baixo em 20% (2,4-D, mancozebe).

Estudos realizados por Amaral et al. (2018) a 186 km da região indicaram a presença de atrazina, simazina e imidacloprido nas águas superficiais.

O potencial de contaminação da água subterrânea calculado pelo índice de GUS, apresenta a atrazina (índice 3,75), o imidacloprido (índice 3,61) e a simazina (índice 3,35) como potencialidade de lixiviação (30%); o 2,4-D (índice 2,41) e o protioconazol (índice 2,25) se apresentam na Zona de Transição (20%); e os demais 50%: glifosato (índice 1), dicloreto de paraquate (índice -2,56), mancozeb (índice -1), acefato, (índice 0,73) e trifloxistrobina (índice 0,53) apresentaram potencial de lixiviação nulo.

Os agrotóxicos com potencial de lixiviação apresentam risco ao ambiente e à saúde humana. A ingestão da atrazina em concentrações acima do VMP por muitos anos, por exemplo, pode acarretar problemas cardiovasculares e dificuldades reprodutivas; quando se trata do imidacloprido as reações constatadas através de estudos de exposição única e de exposição repetida, mostram o fígado e o sistema nervoso central como órgão-alvo de toxicidade; o agrotóxico simazina se mostra estável na água e no leite, por isso se ingeridos, podem causar efeitos na área

neurológica e reprodutiva (Dias et al., 2018; European Food Safety Authority, 2008; García et al., 2011).

Os agrotóxicos em zona de transição, apresentam risco de efeitos como taquipneia, taquicardia, vômito, leucocitose, congestão dos rins e do fígado em casos fatais, acidose metabólica, e efeitos neurológicos caracterizados por anormalidade sensorial e motora (CETESB, 2021).

### Estimativa dos Fatores de Retardo e de Atenuação (AF/RF)

A análise do potencial de adsorção (Fator de Retardo) dos dez agrotóxicos de maior relevância aplicados nos solos agrícolas dos municípios estudados indica que:

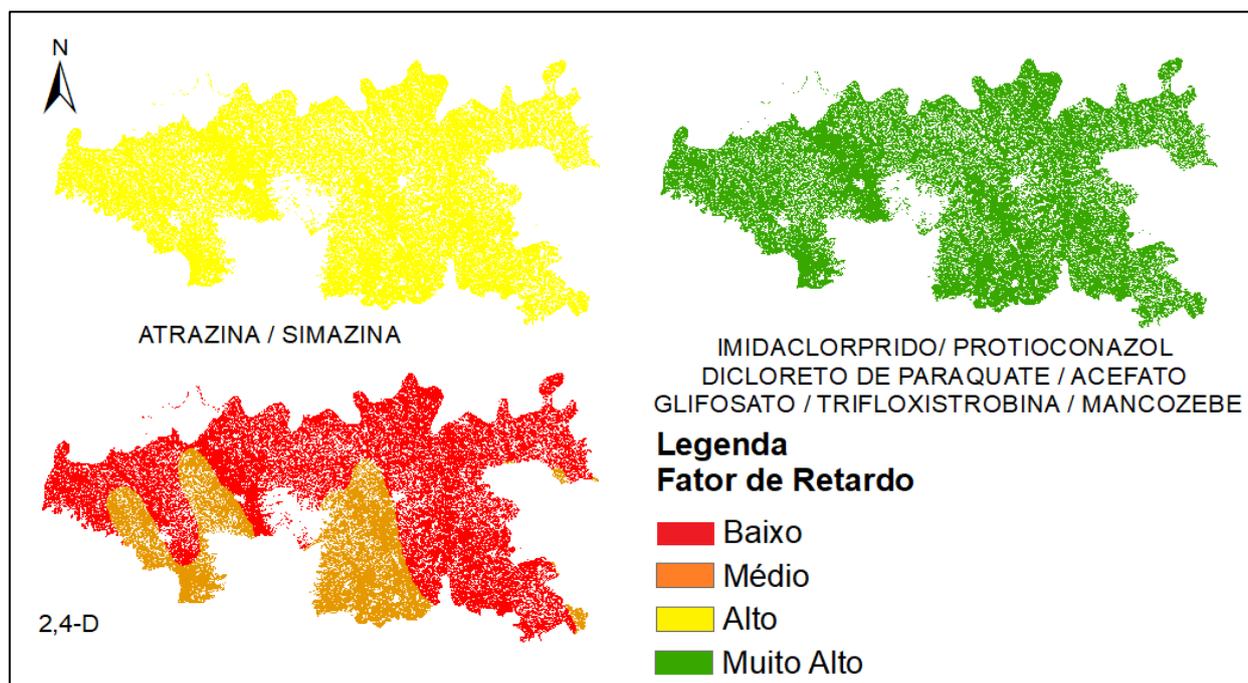
1) Em latossolo, os agrotóxicos glifosato, dicloreto de paraquate, mancozebe, acefato, trifloxistrobina, imidacloprido, protioconazol (70% dos agrotóxicos utilizados) têm muito alto potencial de adsorção; enquanto a atrazina e simazina apresentam alto potencial; e o 2,4-D médio potencial de adsorção;

2) Em cambissolo, o potencial de adsorção foi muito alto para glifosato, dicloreto de paraquate, mancozebe, acefato, trifloxistrobina, imidacloprido e protioconazol (70% dos agrotóxicos utilizados), alto para a atrazina e simazina e, baixo para o 2,4-D (Figura 5).

3) O potencial de muito alta ou alta adsorção ao solo diz respeito as características provindas do coeficiente de afinidade do agrotóxico com a matéria orgânica do solo (Koc) e depende de cada agrotóxico. O resultado também depende do tipo de solo, pois solos com características argilosas possuem uma maior superfície específica com alta capacidade de adsorver agrotóxicos.

4) Outro fator que influencia as características do agrotóxico é a constante de Henry ( $K_H$ ), pois os agrotóxicos que apresentam elevados valores de RF, possuem características de  $K_H$  baixos entre  $10^{-10}$  e  $10^{-4}$ . O agrotóxico que apresenta médio/baixo potencial de adsorção (2,4-D) está relacionado ao baixo valor de Koc e  $K_H$  em relação ao solo em que foi aplicado, o que está de acordo com estudos realizados por Chaves (2010) e Souza (2014).

O potencial de muito alta ou alta adsorção ao solo diz respeito as características provindas do coeficiente de afinidade do agrotóxico com a matéria orgânica do solo (Koc) e depende de cada agrotóxico. O resultado também depende do



**Figura 5** - Fator de Retardo estimado com base na mobilidade dos dez agrotóxicos de maior relevância aplicados em solos agrícolas do noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.

tipo de solo, pois solos com características argilosas possuem uma maior superfície específica com alta capacidade de adsorver agrotóxicos.

Outro fator que influencia as características do agrotóxico é a constante de Henry ( $K_H$ ), pois os agrotóxicos que apresentam elevados valores de RF, possuem características de  $K_H$  baixos entre  $10^{-10}$  e  $10^{-4}$ . O agrotóxico que apresenta médio/baixo potencial de adsorção (2,4-D) está relacionado ao baixo valor de Koc e  $K_H$  em relação ao solo em que foi aplicado, o que está de acordo com estudos realizados por Chaves (2010) e Souza (2014).

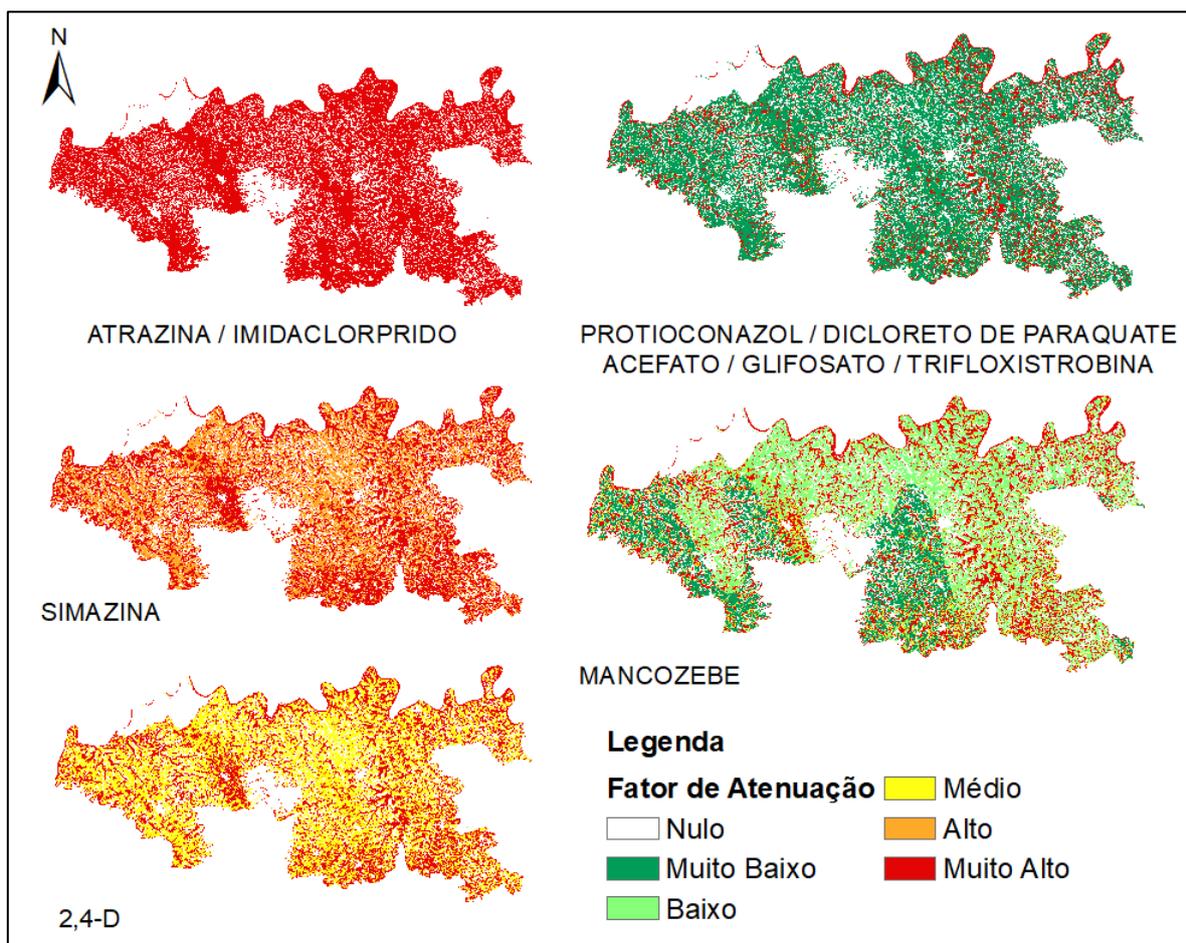
Além disso, quando o agrotóxico é aplicado em solos que possuem elevada atividade de matéria orgânica, como é o caso dos que recebem aplicação de fertilizantes orgânicos (esterco, dejetos bovinos, suínos e outros), em simultâneo, tem tendência a ficar adsorvido no solo, o que diminui a sua mobilidade. Em contrapartida, quando há aumento do carbono orgânico, o resultado é um aumento do conteúdo de carbono orgânico na solução do solo que complexa com os agrotóxicos, possibilitando que estes perfilhem no solo (Ribeiro et al., 2007).

Os resultados quanto a aplicação do Fator de Atenuação (AF) indicam que os agrotóxicos com muito alto ou alto potencial de adsorção ao solo (RF) apresentam baixos < 0 valores de AF, sendo classificados com potencial de lixiviação nulo ou muito baixo para águas subterrâneas. As exceções são a atrazina e o imidacloprido, o que

pode ocorrer devido ao alto tempo de meia vida desses agrotóxicos, pois na aplicação do Fator de Retardo (RF) essa informação não é considerada. Assim, os agrotóxicos que apresentam maior persistência no ambiente (alto valor de  $t_{1/2}$  e Koc menor), têm maiores variabilidades de atingir as águas subterrâneas (Rao et al., 1985). Tal resultado pode ser observado em algumas áreas em relação ao dicloreto de paraquate, protioconazol, acefato, glifosato, trifloxistrobina e mancozebe (somente em latossolo) (Figura 6).

O comportamento em relação aos Fatores de Retardo e Atenuação observado para a atrazina e o imidacloprido é comum entre os agrotóxicos estudados por outros autores (Gaona et al., 2019; Spadotto et al., 2002; Bernard et al., 2005; De Paz & Rubio, 2006). Os agrotóxicos 2,4-D e simazina apresentam médio a alto potencial de lixiviar, de acordo com o tempo de meia vida (dias).

Os agrotóxicos que apresentaram de baixo a nulo potencial de contaminação das águas subterrâneas podem ser potenciais contaminantes do ambiente, uma vez que estão sujeitos a escoamento superficial (Rao et al., 1985). Considerando a proximidade com os corpos hídricos, na área de estudo há elevada tendência de contaminação de rios e lagos, e de transporte hídrico superficial e subterrâneo desses compostos principalmente em função da baixa espessura não saturada próxima aos cursos d'água em zonas agrícolas.



**Figura 6** - Fator de Atenuação estimado com base no potencial de lixiviação dos dez agrotóxicos de maior relevância aplicados em solos agrícolas do noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.

### Análise Comparativa Entre Modelos

Foi realizada a análise conjunta do potencial de contaminação das águas superficiais (método de GOSS), o potencial de contaminação das águas subterrâneas (índice de GUS) e o potencial de adsorção do agrotóxico no solo (RF) (Tabela 5).

Em relação ao Fator de Atenuação (AF), não foi quantificado em função das suas variabilidades espaciais.

É possível observar que 50% dos agrotóxicos que não possuem potencial de lixiviar para água subterrânea, conforme o índice de GUS, apresentam alto potencial de ficarem adsorvidos em solo segundo o Fator de Retardo (RF), são eles: glifosato, dicloreto de paraquate, mancozebe, acefato e trifloxistrobina.

Em relação a água superficial, os agrotóxicos que apresentam médio e alto potencial de serem transportados associados ao sedimento (APTAS), possuem alto Fator de Retardo (RF) e para os agrotóxicos que apresentam baixo RF, também apresentaram classificação de baixo potencial de serem transportados por sedimento (BPTAS).

No que concerne a vulnerabilidade de conta-

minação das águas superficiais pelos agrotóxicos dissolvidos em água, 50% se apresentaram como alto potencial (APTDA) e 50% como médio potencial (MPTDA). Tal resultado está diretamente relacionado à solubilidade do agrotóxico em água. Pesquisas realizadas em municípios do Rio Grande do Sul detectaram agrotóxicos em águas superficiais, como a simazina, o imidacloprido e a atrazina, nas cidades de Agudo (Bortoluzzi et al., 2006), São Sepé (Todeschini, 2013) e nos rios Ibicuí e Uruguai (Todeschini & Feuerharmel, 2010). Também, o 2,4-D foi identificado nos rios da Depressão Central do RS (Marchezan et al., 2010) e nas cidades de Rio Grande e Santa Vitória do Palmar (Demoliner et al., 2010); enquanto que a trifloxistrobina foi detectada nas águas superficiais dos rios Ibicuí e Uruguai (Todeschini & Feuerharmel, 2010). Em águas subterrâneas estudos indicaram a presença de 2,4-D (Rio Grande - RS), atrazina, simazina e imidacloprido (Agudo, Arvorezinha e Cristal - RS), atrazina e imidacloprido (Candelária - RS), atrazina e simazina (Cerro Largo - RS) (Bortoluzzi et al., 2007; Caldas et al., 2010; Lucas, 2016; Welter, 2018).

**Tabela 5** - Sumarização dos resultados para comparativo de metodologias na área de estudo.

Agrotóxicos	Fator de Retardo <sup>1</sup>		GUS <sup>2</sup>	GOSS <sup>3</sup>
	Latossolo	Cambissolo		
<b>Glifosato</b>	Muito Alto	Muito Alto	N	MPTAS/MPTDA
<b>Dicloreto de Paraquate</b>	Muito Alto	Muito Alto	N	APTAS/APTDA
<b>Atrazina</b>	Alto	Alto	PL	MPTAS/APTDA
<b>Mancozebe</b>	Muito Alto	Muito Alto	N	BPTAS/MPTDA
<b>2,4-D</b>	Alto	Baixo	ZT	BPTAS/MPTDA
<b>Acefato</b>	Muito Alto	Muito Alto	N	MPTAS/MPTDA
<b>Trifloxistrobina</b>	Muito Alto	Muito Alto	N	MPTAS/MPTDA
<b>Imidacloprido</b>	Muito Alto	Muito Alto	PL	MPTAS/APTDA
<b>Simazina</b>	Alto	Alto	PL	MPTAS/APTDA
<b>Protioconazol</b>	Muito Alto	Muito Alto	ZT	APTAS/APTDA

1 – Potencial de Adsorção do agrotóxico no solo: > 10 muito alto; 3 - 10 alto; 2 - 3 médio; 1 - 2 baixo. 2 – Potencial de Contaminação das águas subterrâneas: PL (Potencial de Lixiviação), N (Potencial Nulo), ZT (Zona de Transição), 3 – Potencial de Contaminação das águas superficiais: APTAS (Alto Potencial de Transporte nas Águas Superficiais), BPTAS (Baixo Potencial de Transporte nas Águas Superficiais), MPTAS (Médio Potencial de Transporte nas Águas Superficiais), APTDA (Alto Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos em Água), BPTDA (Baixo Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos em Água) e MPTDA (Médio Potencial de Contaminantes Transportados e Dissolvidos em Água)

## CONCLUSÃO

Os agrotóxicos mais utilizados nos municípios estudados são: glifosato, dicloreto de paraquate, atrazina, mancozebe, 2,4-d, acefato, trifloxistrobina, imidacloprido, simazina e protioconazol.

A aplicação do método de GOSS, do índice de GUS e do modelo AF/RF, permitiram identificar que: 80% dos agrotóxicos (Glifosato, Dicloreto de Paraquate, Atrazina, Acefato, Trifloxistrobina, Imidacloprido, Simazina e Protioconazol) têm potencial médio a alto de contaminação das águas superficiais, tanto dissolvidos em água, quanto associadas aos sedimentos (método de GOSS); 50% dos agrotóxicos (Atrazina, 2,4-D, Imidacloprido, Simazina e Protioconazol) têm potencial de lixiviação e, conseqüentemente, para atingir as águas subterrâneas, ou estão em zona de transição (índice de GUS). De acordo com o Fator de Retardo, 70% desses agrotóxicos (Glifosato, Dicloreto de Paraquate, Mancozebe, Acefato, Trifloxistrobina, Imidacloprido e Protioconazol) apresentam alta capacidade de adsorção no solo.

No entanto, quando associados ao sedimento, o potencial de transporte dos agrotóxicos analisados é alto em 20% dos casos (dicloreto de

paraquate, protioconazol), médio em 60% dos agrotóxicos (glifosato, atrazina, acefato, trifloxistrobina, imidacloprido, simazina) e baixo em 20% (2,4-D, mancozebe).

Baseado nos resultados do Fator de Atenuação (AF), é possível afirmar que a atrazina e o imidacloprido apresentam muito alto potencial de lixiviação para águas subterrâneas, enquanto o 2,4-D e a simazina apresentaram alto a médio potencial de lixiviação para águas subterrâneas.

De acordo com o comportamento dos agrotóxicos, substâncias como: atrazina, 2,4-D, imidacloprido, simazina e protioconazol, devem ter intenso monitoramento pois, têm forte relação a presença em solo, água superficial e água subterrânea.

Embora alguns modelos não utilizem informações complexas do meio, como o índice de GUS e o método de GOSS, quando utilizados em conjunto com modelos complexos do tipo AF/RF, facilitam a análise integrada do potencial de mobilidade e adsorção do agrotóxico nos diferentes compartimentos do meio físico (solos, águas subterrâneas, águas superficiais e sedimentos).

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W.D.; FIÚZA, J.; MAGALHÃES, C.M.; JUNGER, C.M. Agrotóxicos. **Cadernos de saúde pública**, v. 1, n. 2, p. 220-249, 1985.
- AMARAL, A.M.B.; GOMES, J.D.L.C.; WEIMER, G.H.; MARINS, A.T.; LORO, V.L.; ZANELLA, R. Seasonal implications on toxicity biomarkers of *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835) from a subtropical reservoir. **Chemosphere**, v. 191, p. 876-885, 2018.
- ANA, Agência Nacional De Águas. **HIDROWEB: Dados Hidrológicos – Séries Históricas**, 2019. Disp. em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acessado em: jun. 2019.
- ANDRADE, A.S.; QUEIROZ, V.T.; LIMA, D.T.; DRUMOND, L.C.D.; QUEIROZ, M.E.L.R.; NEVES, A.A. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba - MG. **Quím. Nova**, São Paulo, v.34, n.7, p.1129-1135, 2011.
- ANVISA, 2016. Agência Nacional De Vigilância Sanitária. Consulta Pública nº 262, de 10 de outubro de 2016.
- BALBINOT, A.A.B.; MORAES, A.; PELISSARI, A.; VEIGA, M.; DIECKOW, J.; NEVES, C.N. Propriedades físicas em Cambissolo Háplico manejado sob o sistema integração lavoura-pecuária. **Rev. de Ciências Agroveterinárias**, v. 8, n. 1, p.25-34, 2009.

- BAPAT, G.; LABADE, C.; CHAUDHARI, A.; ZINJARDE, S. Silica nanoparticle based techniques for extraction, detection, and degradation of pesticides, **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 237, p. 1-14, 2016.
- BARCELÓ, D. & HENNION, M.C. **Trace Determination of Pesticides and their degradation products in water**. 2nd ed., Elsevier. Amsterdam. 2003.
- BARRIGOSI, J.A.F.; LANNA, A.C.; FERREIRA, E. Inseticidas registrados para a cultura do arroz e análise de parâmetros indicadores de seu comportamento no ambiente. Embrapa Arroz e Feijão. **Circular Técnica**, 2005.
- BAUM, C.; MANCUSO, M.A.; FRITZEN, R. Aplicação do Método WTF no Estudo da Variabilidade Da Recarga em Aquífero Urbano. **Revista Geociências**, v. 37, n. 1, p. 85-98, 2018.
- BAYER. Bayer Crop Science Australia - Flint® 500 WG Fungicide. 2020. Disponível em: <https://www.crop.bayer.com.au/find-crop-solutions/by-product/fungicides/flint-500-wg-fungicide>
- BERNARD, H.; CHABALIER, P.F.; CHOPART, J.L.; LEGUBE, B.; VAUCLIN, M. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). **Journal of environmental quality**, v. 34, n. 2, p. 534-543, 2005.
- BERTONI, J.C. & TUCCI, C.E.M. Precipitação. In: Tucci, C.E.M. (Org) **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, p. 177-241, 2007.
- BOMBARDI, L. Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia. **Laboratório de Geografia Agrária FFLCH – USP**. v. 296, 2017.
- BORTOLUZZI, E.C.; RHEINHEIMER, D.D.S.; GONÇALVES, C.S.; PELLEGRINI, J.B.; ZANELLA, R.; COPETTI, A.C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p.881-887, 2006.
- BORTOLUZZI, E.C.; RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVES, C.S.; PELLEGRINI, J.B.; MARONEZE, A.M.; KURZ, M.H.; BAKAR, N.M. & ZANELLA, R. Investigation of the occurrence of pesticide residues in rural wells and surface water following application to tobacco. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 872-1876, 2007.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília: **Diário Oficial da União**, p. 38, 2012.
- BRASIL. Ministério do Exército – Diretoria de Serviço Geográfico. BDGEE. **Carta Topográfica Vetorial Escala 1:50.000**. 1979.
- BURALLI, R.J.; RIBEIRO, H.; LEÃO, R.S.; MARQUES, R.C.; GUIMARÃES, J.R. Data on pesticide exposure and mental health screening of family farmers in Brazil, **Data in Brief**, v. 25, p. 103-993, 2019.
- CABRERA, L.; COSTA, F.P.; PRIMEL, E.G. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 31, n. 8, p. 1982-1986, 2008.
- CALDAS, S.S.; DEMOLINER, A.; COSTA, F.P.; D’OCA, M.G.M.; PRIMEL, E.G. Pesticide Residue Determination in Groundwater using Solid-Phase Extraction and High-Performance Liquid Chromatography with Diode Array Detector and Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. **Journal of The Brazilian Chemical Society**. v. 21, n. 4, p. 642-650, 2010.
- CARMO, D.A.D.; CARMO, A.P.B.D.; PIRES, J.M.B.; OLIVEIRA, J.L. Comportamento ambiental e toxicidade dos herbicidas atrazina e simazina. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 133-143, 2013.
- CASAGRANDE, A. **Índice agroambiental para avaliar o uso de agrotóxicos (IAA) no estado do Paraná**. Curitiba, 2018, 163 p. Tese (Doutorado Tecnologia e Sociedade) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- CETESB. **Ficha de informação toxicológica – 2,4-D**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental – São Paulo, 2021.
- CHAVES, H.M.L. Indicador de Avaliação e Manejo do Risco de Contaminação da Água por Pesticidas. In: José Mario Lobo Ferreira et al., (Org.). **Indicadores de Sustentabilidade em Sistemas de Produção Agrícola**. 1ª ed. Belo Horizonte: Epamig, v. 1, p. 203-230, 2010.
- CHERUBIN, M.R.; EITELWEIN, M.T.; FABBRIS, C.; WEIRICH, S.W.; SILVA, R.F.D.; SILVA, V.R.D.; BASSO, C. J. Qualidade física, química e biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. **Rev. Brasileira de Ciência do solo**, v. 39, n. 2, p. 615-625, 2015.
- COHEN, S.Z.; WAUCHOPE, R.D.; KLEIN, A.W.; EADSFORTH, C.V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water mathematical models of pesticide leaching and runoff. **International Union of Pure and Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995.
- CORWIN, D.L.; LOAGUE, K.; BURROUGH, P.A. Opportunities and Limitations of GIS-Based Modeling of Solute Transport at the Regional Scale. **Applications of GIS to the Modeling of Non-Point Source Pollutants in the Vadose Zone**, p. 48-319, 1996.
- COX, L.; KOSKINEN, W.C.; YEN, P.Y. Sorption–Desorption of Imidacloprid and Its Metabolites in Soils. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 45, n. 4, p.468–1472, 1997.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. Atlas Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo (Folhas SG-21 e SG-22). **Companhia de Recursos Minerais**. Ministério de Minas e Energia. 2016. Disp. em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Estudos-Hidrologicos-e-Hidrogeologicos/Atlas-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-4267.html>. Acesso em outubro de 2021.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Sistema de informações de águas subterrâneas – SIAGAS**. 2021.
- DE CASTRO, L.N. & NAVAL, L.P. Toxicidade Determinada Pelo Uso Dos Agrotóxicos Em Organismos Indicadores De Qualidade Da Água. **Rev. Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 53, p. 69-80, 2019.
- DE PAZ, J.M. & RUBIO, J.L. Application of a GIS–AF/RF model to assess the risk of herbicide leaching in a citrus-growing area of the Valencia Community, Spain. **Science of the total environment**, v. 371, n. 1-3, p. 44-54, 2006.
- DEMOLINER, A.; CALDAS, S.S.; COSTA, F.P.; GONÇALVES, F.F.; CLEMENTIN, R.M.; MILANI, M.R. & PRIMEL, E.G. Development and validation of a method using SPE and LC-ESI-MS-MS for the determination of multiple classes of pesticides and metabolites in water samples. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 21, n. 8, p. 1424-1433, 2010.
- DIAS, A.CL., SANTOS, J.M.B., SANTOS, A.S.P., BOTTREL, S.E.C.; DE OLIVEIRA PEREIRA, R. Ocorrência de Atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, v. 8, n. 2, p. 234-253, 2018.
- DINIZ, J.A.O.; MONTEIRO, A.B.; SILVA, R.C.; PAULA, T.L.F. Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo: nota técnica. CPRM - Programa de Cartografia Hidrogeológica. 2014. Disp. em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/15556>. Acesso em outubro de 2021.
- EMBRAPA SOLOS. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Embrapa. Brasília, DF. Sistema Brasileiro de **Classificação de Solos**. 5ª edição. 355 p. 2018.
- ESRI. **ArcGIS Desktop 10.2.2**. Redlands, 2014.
- EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. **Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imidacloprid**. Parma, Italy, 2008.
- FAN, F.M.; MESQUITA, M.O.; SANTOS, V.C.F.D.; LUCAS, E.O.; ZANELLA, R.; PRESTES, O.D.; BANDEIRA, N.M.G. Resíduos de desenvolvimento agrotóxicos em água e solo de município em região produtora de fumo no Rio Grande do Sul. **Saúde coletiva, e (in) sustentabilidades no rural**. p. 89-108, 2018.
- FAO. PARAQUAT (057). Disponível em: [http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests\\_Pesticides/JM\\_PR/Evaluation04/paraquat.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JM_PR/Evaluation04/paraquat.pdf), 2020.
- FARIA, N.M.X.; FASSA, A.G.; FACCHINI, L. A. Intoxicação

- por agrotóxicos no Brasil: os sistemas oficiais de informação e desafios para realização de estudos epidemiológicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 25-38, 2007.
- FERREIRA, M.C. **Aplicações de fungicida para o controle da ferrugem asiática da soja e interações com diferentes arranjos espaciais da cultura**. Passo Fundo, 2009, 62 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Passo Fundo.
- FRITZEN R.R. **Análise comportamental e de recarga de aquífero livre na área urbana de Frederico Westphalen (RS)**. Santa Maria. 2016. 77 p Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária) -Universidade Federal de Santa Maria.
- GAONA, L.; BEDMAR, F.; GIANELLI, V.; FABERI, A.J.; ANGELINI, H. Estimating the risk of groundwater contamination and environmental impact of pesticides in an agricultural basin in Argentina. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 1, p. 6657-6670, 2019.
- GARCÍA, M.Á.; SANTAUFEMIA, M.; MELGAR, M.J. Triazine residues in raw milk and infant formulas from spanish northwest, by a diphasic dialysis extraction. **Food and Chemical Toxicology**, v. 50, n. 03-04, p. 503-510, 2011.
- GAVRILESCU, M. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. **Engineering in Life Sciences**, v. 5, n. 6, p. 497-526, 2005.
- GAZOLLA, M. & SCHNEIDER, S. O processo de mercantilização do consumo de alimentos na agricultura familiar. **Colóquio Agricultura Familiar e Desenvolvimento Rural**, v. 1, p. 21; 2006.
- GIAROLA, N.F.B.; SILVA, A.P.; IMHOFF, S. **Relações entre propriedades físicas e características de solos da região sul do Brasil**. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, p. 885-893, 2002.
- GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technol.** v. 6, n. 3, p. 701-708, 1992.
- GRAEPIN, C.; MANCUSO, M.; CAMARGO, M.; SILVA, J.L.S.; BORBA, W. Estimativa de recarga de aquífero e enquadramento dos corpos de água em sub-bacias parcialmente florestadas no noroeste do Rio Grande do Sul. **Anuário do Instituto de Geociências** (Online). v. 39, p. 25-31, 2016.
- GUSTAFON, D.I. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, p. 339-357, 1989.
- HELLING, CS; DRAGUN, J. Testes de lixiviação de solo para produtos químicos orgânicos tóxicos. **Protocolos para o Destino Ambiental e Movimento de Toxicants: Association of Official Analytical Chemists**, p. 43-48, 1980.
- HUNTER, V.H. & STABBE, E.H. **Weed Science**, v. 20, p. 486-489, 1972.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário. 2017**. Disp. em: <<https://censoagro2017.ibge.gov.br/>>. Acessado em 06 maio de 2020.
- INCA – Instituto Nacional Do Câncer. **Agrotóxico**. 2020. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrototoxicos>. Acessado em abril de 2020.
- IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry. **A to Z List of Active Ingredients**, 2019. Disp. em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/atoz.htm> Acessado em: agosto de 2019.
- KÄMPF, N.; GIASSON, E.; INDA, A.V.; NASCIMENTO, P.C. Metodologia para classificação de solos quanto à resistência a impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos. **FEPAM em Revista**, Porto Alegre, v. 2, n.1, p.11-17, 2008.
- KHAN, M.A. & LIANG, T. Mapping pesticide contamination potential. **Environmental Management**, v. 13, n. 2, p. 233-242, 1989.
- KONTIOKARI, V.; MATTSOFF, L. Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. **Finnish Environment Institute** (SYKE). 2011.
- KÖPPEN, W. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. **Geographische Zeitschrift**, v. 6, p. 657-679, 1900.
- LASKOWSKI, D.A.; GORING, C.A.I.; MCCALL, P.J.; SWANN, R.L. Terrestrial Environment. In: Conway, R.A. (Org.). **Environmental Risk Analysis for Chemicals**. New York: Krieger Publishing Company. p. 198-240, 1982.
- LAZAROTTO, D.V.; VOLPATTO, F.; GOLOMBIESKI, J.I.; HOSFTÄTTER, K.; BAUCHSPIESS, K.; SCHNEIDER, S.I.; TARONE, V.F. Análise da potabilidade da água em poços rasos no município de Caiçara no Rio Grande do Sul. **Rev. Ciência e Natura**, v. 42, n. 86, 2020.
- LI, A.; WANG, A.; LIANG, S.; ZHOU, W. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS – a case study in the upper reaches of Minjiang River, China. **Ecological Modeling**, v. 192, p. 175–187, 2006.
- LI, Q.; DU, Y.; XU, Y.; WANG, X.; MA, S.; GENG, J.; CAO, P.; SUI, T. Rapid and sensitive detection of pesticides by surface-enhanced Raman spectroscopy technique based on glycidyl methacrylate–ethylene dimethacrylate (GMA–EDMA) porous material. **Chinese Chemical Letters**, v. 24, n. 4, p. 332-334, 2013.
- LOAGUE, K. The impact of land use on estimates of pesticide leaching potential: Assessments and uncertainties. **Journal of contaminant hydrology**, v. 8, n. 2, p. 157-175, 1991.
- LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SILVA, M. S.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Rev. de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 1-14, 2005.
- LUCAS, E.O. Análise de contaminação por agrotóxicos na água e solos cultivados com tabaco em Candelária-RS. In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFRGS, 28, 2016, Porto Alegre. **Resumos Expandidos...** Porto Alegre, 2016.
- LUCIANO, R.V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F.T.; KURTZ, C.; FAYAD, J.A. Propriedades físicas e carbono orgânico do solo sob plantio direto comparados à mata natural, num Cambissolo Háplico. **Rev. de Ciênc. Agroveterinárias**, v. 9, n. 1, p. 9-19, 2010.
- MACIEL, C.D.G.; HELVIG, E.O.; DA SILVA, A.A. P.; MATIAS, J.P.; SANTOS NETO, J.D.S.; KARAM, D. Deposição da aplicação de herbicidas e fertilizante foliar no manejo de plantas daninhas na cultura do milho. **Rev. Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 18, n. 3, p. 364-378, 2019.
- MANCUSO, M.A. & SANTOS, C.E. Avaliação hidrogeológica quali-quantitativa do aquífero fraturado Serra Geral, localizado no noroeste do Rio Grande do Sul. **Geologia USP. Série Científica**, v. 21, n. 1, p. 71-88, 2021.
- MANCUSO, M.A.; FLORES, B.A.; ROSA, G.M.; SCHROEDER, J.K.; PRETTO, P.R.P. Características da taxa de infiltração e densidade do solo em distintos tipos de cobertura de solo em zona urbana. **Rev. Monografias Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 2890-2998, 2014.
- MARCHESAN, E.; SARTORI, G.M.S.; AVILA, L.A.D.; MACHADO, S.L.D.O.; ZANELLA, R.; PRIMEL, E.G.; MACEDO, V.R.M.; MARCHEZAN, M.G. Resíduos de agrotóxicos na água de rios da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, p. 1053-1059, 2010.
- MARTINAZZO, R.; DICK, D.P.; HIRSCH, M.M.; LEITE, S.B.; PERALBA, M.D.C.R. Sorção de atrazina e de mesotriona em latossolos e estimativa do potencial de contaminação. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 34, n. 8, p. 1378-1384, 2011.
- MATOS, A.S. **Análise das intoxicações exógenas por agrotóxicos no Brasil**, entre 2007 a 2012. Brasília: Universidade de Brasília. Monografia, p. 50, 2013
- MAZURANA, M. **Atributos físicos, mineralógicos e matéria orgânica de solos relacionados à capacidade de suporte de carga**. Porto Alegre – RS, 2011, 169 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- MILHOME, M.A.L.; SOUSA, D.O.B.; LIMA, F.A.F.; NASCIMENTO, R.F. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe. **CE. Eng. Sanit. Ambient.**, Rio

- de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 363-372, 2009.
- NARENDERAN, S.T.; MEYYANATHAN, S.N.; BABU, B. Review of pesticide residue analysis in fruits and vegetables. **Pre-treatment, extraction and detection techniques, Food Research International**, v. 133, 2020.
- OLIVEIRA, L.F.C.; FIOREZE, A.P.; MEDEIROS, A.M.M.; SILVA, M.A.S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluviométrica anual. **Rev. Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1186-1192, 2010.
- ORTIGARA, C.; KOPPE, E.; LUZ, F.B.; BERTOLLO, A.M.; KAISER, D.R. & SILVA, V.R. Uso do Solo e Propriedades Físico-Mecânicas de Latossolo Vermelho. **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 619-626, 2014.
- PASINI, F.; MANCUSO, M.A.; FORTES, P.R.; BREUNIG, F.M.; FRITZEN, R.R. Recarga de Aquífero em Floresta Estacional Decidual Nativa (Bioma de Mata Atlântica). **Rev. Ciência Florestal – UFSM**. Aceito, 2021.
- PAUMGARTTEN, F.J.R. Pesticides and public health in Brazil. **Current Opinion in Toxicology**, v. 22, p. 7-11, 2020.
- PEREIRA, R.A.; COSTA, C.M.L. & LIMA, E. M. O Impacto Dos Agrotóxicos Sobre A Saúde Humana e o Meio Ambiente. **Revista Extensão**, v. 3, n. 1, p. 29-37. 2019.
- PIGNATI, W.A.; LIMA, F.A.N.D.S.; LARA, S.S.D.; CORREA, M.L.M.; BARBOSA, J.R.; LEÃO, L.H.D. C.; PIGNATTI, M.G. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciênc. Saúde Coletiva**. v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017.
- PINHEIRO, A.; SILVA, M.R. & KRAISCH, R. Presença de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas na bacia do Itajaí, SC. **Rev. de Gestão de Água da Amer. Lat.**, v. 7, n. 2, p. 17-26, 2010.
- PRATES, C.B.; GEBARA, S.S. & RE-POPPI, N. Análise de pesticidas organoclorados em água usando a microextração em fase sólida por headspace com cromatografia gasosa e espectrometria de massas. **Quím. Nova**, São Paulo. v. 34, n. 7, p. 1260-1264, 2011.
- PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 2019 através do link: <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>
- RAMBO, S.J.B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Selbach, 1956.
- RAO, P.; HORNBY, A.; JESSUP, R. Indices for taking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings**, v. 44, p. 1-8, 1985.
- RIBEIRO, M.L.; LOURENÇETTI, C.; PEREIRA, S.Y.; MARCHI, M.R.R. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. **Quím. Nova**, v. 30, n. 3, p. 688-694, 2007.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural. Sistema de Gestão Integrada de Agrotóxicos (SIG@), 2019. Disp. em: <https://www.agricultura.rs.gov.br/sig-clique-aqui>. Acessado em: março de 2019.
- ROSA, I.F.; PESSOA, V.M. & RIGOTTO, R.M. Introdução: agrotóxicos, saúde humana e os caminhos do estudo epidemiológico. In: Rigotto, R. M. (Org.). **Agrotóxicos, Trabalho e Saúde: vulnerabilidade e resistência no contexto da modernização agrícola no Baixo Jaguaribe/CE**. Fortaleza: Edições UFC. 2011.
- SANTOS, C.E.; MANCUSO, M.A. & TOEBE, M. Uso de Agrotóxicos e o Panorama das Intoxicações Exógenas no Noroeste do Rio Grande do Sul. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 44, p. 1-15, 2021.
- SANTOS, J.L.O. & LEITE, O. Avaliação do Risco de Contaminação de Águas Subterrâneas na Região Oeste da Bahia pelo Inseticida Carbofuran, empregando os Modelos Attenuation Factor (AF) e Retardation Factor (RF). **Orbital: The Electronic Journal of Chemistry**, v. 1, n. 1, p. 28-35, 2016.
- SEVERO, E.S.; MARINS, A.T.; CEREZER, C.; COSTA, D.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; Ecological risk of pesticide contamination in a Brazilian river located near a rural area: A study of biomarkers using zebrafish embryos. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, n. 110071, 2020.
- SILVA, I.R.; XAVIER, D.M. & CESAR-VAZ, M.R. Os impactos relacionados ao uso de agrotóxicos na saúde dos trabalhadores rurais: uma revisão sistemática. **Rev. Eletrônica Mestr. Educ. Ambient.** Rio Grande, v. 26, n. 3, p. 160-177, 2019.
- SILVA, S.R.C.M.D. **Efeito dos inseticidas organofosforados em latossolo vermelho escuro de Campo Novo do Parecis-MT e a Degradação dos organofosforados por processo oxidativo avançado**. Rio de Janeiro, 2008, 134 p. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense.
- SIMÕES, M.; MANCUSO, M.A.; JORGE, C.; MARTINEZ, J.L.; PELICA, J. F.; PESSOA, M. F. & REBOREDO, F. H. 2018. Acumulação de metais pesados e alteração das propriedades físicas e químicas de areias de dunas litorâneas. **Geociências (UNESP. Impresso)**. v. 37, p. 543-553, 2008.
- SOARES, D.F.; FARIA, A.M. & ROSA, A.H. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 22, n. 2, p. 277-284, 2017.
- SOUZA, M.A. **Risco de Contaminação da Água por Glifosato: Validação do modelo A.R.C.A. em uma lavoura de soja no entorno do Distrito Federal**. Brasília, 2014, 140 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília.
- SPADOTTO, C.A. Screening method for assessing pesticide leaching potential. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 69-78, 2002.
- SPADOTTO, C.A.; GOMES, M.A. & HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potential assessment in multilayered soils. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.12, 2002.
- STEFFEN, G.P.K.; STEFFEN, R.B. & ANTONIOLLI, Z.I. Contaminação do Solo e da Água pelo Uso de Agrotóxicos. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul. v. 15, n. 1, p. 15-21, 2011.
- TODESCHINI, B.H. & FEUERHARMEL, M. R. Sistema Nacional de Criminalística do Departamento de Polícia Federal. **Lauda 305**. UTEC/DPF/SMA/RS, 22.09.2010.
- TODESCHINI, B.H. **Avaliação da presença de agrotóxicos por cromatografia líquida acoplada à Espectrometria de massas em águas superficiais e na rede pública de abastecimento de água no Rio Grande do Sul**. Florianópolis - SC, 2013, 122p. Dissertação (Mestrado em Perícias Criminais Ambientais) – Universidade Federal de Santa Catarina.
- WELTER, T. P. **Determinação multirresíduos de agrotóxicos em águas de poços de captação utilizados para o consumo humano na zona rural de Cerro Largo (RS)**. Monografia. Universidade Federal da Fronteira Sul – campus Cerro Largo, 2018.

*Submetido em 17 de outubro de 2020  
Aceito para publicação em 5 de novembro de 2021*