

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA EM
FREDERICO WESTPHALEN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Kéli Hofstätter

**AVALIAÇÃO DE PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS NO SOLO E
AGROTÓXICOS SOB DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO**

Frederico Westphalen, RS
2024

Kéli Hofstätter

**AVALIAÇÃO DE PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS NO SOLO E
AGROTÓXICOS SOB DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Jaqueline Ineu Golombieski

Frederico Westphalen, RS
2024

Hofstätter, Kéli

Avaliação de propriedades físico-químicas no solo e agrotóxicos sob diferentes usos e ocupação / Kéli Hofstätter.- 2024.

142 p.; 30 cm

Orientadora: Jaqueline Ineu Golombieski

Coorientador: Vanderlei Rodrigues da Silva

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2024

1. Atividade antrópica 2. Agrotóxicos 3. Propriedades físico-químicas 4. Qualidade do solo 5. Uso e ocupação I. Golombieski, Jaqueline Ineu II. Silva, Vanderlei Rodrigues da III. Título.

sistema de geração automática de ficha catalográfica da unsm. dados fornecidos pelo autor(s). sob supervisão da direção da divisão de processos técnicos da biblioteca central. bibliotecária responsável: vaula schoenfeldt. data: 10/1728.

Declaro, KÉLI HOFSTÄTTER, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

KÉLI HOFSTÄTTER

**AVALIAÇÃO DE PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS NO SOLO E
AGROTÓXICOS SOB DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2024.

Jaqueline Ineu Golombieski, Dr.^a (UFSM)
(Presidente/Orientadora)

Edinalvo Rabaioli Camargo, Dr (UFPel)
(Examinador Efetivo)

Willian Fernando de Borba, Dr. (UFSM)
(Examinador Efetivo)

Frederico Westphalen, RS
2024

A minha querida família, que tanto admiro, por todo o amor, carinho e apoio, a quem agradeço as bases que deram para me tornar a pessoa que sou hoje... Amo vocês

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS por todas as oportunidades a mim conferidas, por me guiar todos os dias, pela tranquilidade e paciência nos momentos de dificuldade e pela força e perseverança nos momentos de fraqueza. Pela minha amada família e pelas pessoas maravilhosas que se tornaram família ao longo do caminho, bem como, aos amigos que tornaram a jornada mais leve e alegre.

Agradeço aos meus pais Pedro Oscar Hofstätter e Ieda Fátima Meisner Hofstätter pelo seu amor incondicional, por nunca medirem esforços para que fosse possível a realização deste trabalho e a conquista do tão sonhado título de mestre. Agradeço a meu querido e amado pai por todo empenho no desenvolvimento do meu trabalho, dos dias aos finais de semana que me levava à Universidade para realizar o processamento das minhas amostras de solo e lá permanecia comigo por mais de oito horas sempre me ajudando, lembro-me com muita clareza dos seus conselhos, sempre me dizendo palavras de motivação e me mostrando que desistir não é uma opção. Não há palavras que descrevam o amor que sinto por vocês.

Agradeço a Tia Helena Hofstätter, minha segunda mãe, por ser sempre meu apoio e conforto, estando sempre ao meu lado nas horas boas com muitas risadas, mas também nas horas em que batia um desespero e a vontade de largar tudo, quando as lágrimas caíam você sempre estava ao meu lado para me confortar. Conhecendo-me sempre somente pelo olhar, sabendo mais de mim mesma do que eu; o amor que sinto por você não pode ser medido.

Agradeço a Tia Rominda Hofstätter e a Tia Gerda Cardoso pela presença constante em todos os momentos da minha trajetória acadêmica, que teve seu começo em 2016, quando ingressei como discente do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen, sendo vocês as grandes responsáveis por este “feito” e também pela continuidade na trajetória acadêmica. Agradeço pelo incentivo constante e pelas palavras de apoio e perseverança me fazendo acreditar que posso muito mais do que imagino. Muito obrigada pela paciência e compreensão durante todos os momentos de dificuldade.

Agradeço a Professora Doutora Jaqueline Ineu Golombieski, com orgulho de dizer minha orientadora, pela demonstração incondicional de apoio e disponibilidade sempre, pelas palavras de incentivo e aconselhamento, pelo estímulo constante que contribuiu para vencer este desafio do compartimento ambiental que chamamos de “solo”, instigando assim a pesquisa e novas descobertas a cada dia. Minha amiga “Prof Jaque” admiro sua força e resiliência, exemplo de mulher guerreira que não desiste nunca. Amorosa, carinhosa e

observadora sempre com os braços abertos para ouvir, acolher e aconselhar; pode-se dizer que és minha mãe na Universidade e amiga para a vida toda, agradeço a cada dia por nossos caminhos terem se cruzado.

Agradeço ao Professor Doutor Vanderlei Rodrigues da Silva, meu coorientador pelo apoio e compreensão, por sempre ouvir minhas dúvidas sobre esse recurso natural chamado solo e saná-las da melhor forma. Agradeço também pelos novos ensinamentos e técnicas repassadas, pela oportunidade e possibilidade da realização de análises no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen, sobre sua orientação.

Agradeço ao Professor Doutor Willian Fernando de Borba, por todo o apoio, em especial por ser sempre tão prestativo e estar disposto e disponível para ajudar e auxiliar no que fosse necessário, principalmente durante a ausência da minha orientadora. Agradeço por proporcionar-me a experiência de ministrar minha Docência Orientada II e pelos seus aconselhamentos e direcionamentos.

Agradeço ao Professor Doutor Raphael Corrêa Medeiros, pelos ensinamentos e aconselhamentos durante toda a minha trajetória acadêmica e pela oportunidade de ministrar minha Docência Orientada I, proporcionando-me aprender ainda mais sobre a qualidade das nossas águas.

Agradeço ao Professor Doutor Clóvis Orlando Da Ros pela parceria durante o período de análises das amostras de solo, possibilitando a realização no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen, sobre sua orientação.

Agradeço ao Professor Doutor Marcos Toebe pela disciplina de Estatística ministrada e por ser junto com a minha Orientadora o idealizador do Projeto de Pesquisa registrado, assim como as avaliações nos diferentes usos e ocupação de solos no Estado do Rio Grande do Sul.

Agradeço ao Professor Doutor André Carlos Cruz Copetti, da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), *Campus* São Gabriel, pela parceria de trabalho, pesquisa e apoio, além de ter participado nas etapas de coletas de amostras de solo na Região Central do Estado do Rio Grande do Sul, da mesma forma que auxiliou a encontrar as propriedades rurais participantes desta pesquisa.

Agradeço a todos os servidores que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste projeto. Em especial aos servidores Lucindo Somavilla e Marcela de Melo Torchelsen, pois graças ao seu auxílio foi possível realizar análises laboratoriais, bem como pelas dúvidas sanadas dentro do laboratório e, principalmente, por terem sempre se mostrado

dispostos a auxiliar no que fosse necessário. Também ao servidor Valdecir José dos Santos da Secretaria Integrada de Pós Graduação por sempre me atender com muita atenção e conhecimento adquirido na sua trajetória e de tirar dúvidas respondendo rapidamente aos meus questionamentos por e-mails e/ou whatsapp.

Agradeço Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen e a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), pelos seus ensinamentos e orientação durante as aulas ministradas em sala de aula, bem como também em momentos externos, seja pelos corredores ou em seus gabinetes, que sempre estavam de portas abertas para me receber.

Agradeço em especial ao Grupo de Monitoramento Ambiental (GMA), da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen, grupo este que integro desde meu segundo semestre da graduação e me possibilitou aperfeiçoar e ampliar os conhecimentos adquiridos em sala de aula. Além do mais, me proporcionou conhecer pessoas maravilhosas, amigos que levo no coração e para a vida toda. Obrigada colegas por toda a ajuda no decorrer do meu trabalho de pesquisa e por não medirem esforços diante dos desafios encontrados com as novas análises laboratoriais de solo.

Agradeço a Equipe do Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* Santa Maria pela parceria ao longo de mais de 20 anos com minha Orientadora tornando, assim, possível a realização das análises dos contaminantes ambientais emergentes em solo, representado pelos Professores Doutores Renato Zanella e Osmar Damian Prestes.

Agradeço ao Laboratório de Análises de Solo da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Santa Maria, pela parceria na realização das análises físico-químicas das amostras de solo, e em especial ao Professor Doutor Enio Marchesan pelo auxílio financeiro, bem como, pela busca e engajamento em encontrar propriedades rurais para compor este trabalho de pesquisa, indicando profissionais da Região Central do Rio Grande do Sul para serem encontradas propriedades rurais associadas ao cultivo de arroz irrigado. Aos Engenheiros Agrônomos do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA): Mara Grohs (IRGA Cachoeira do Sul), Luiz Fernando Siqueira (IRGA Santa Maria), Pedro Trevisan Hamann (IRGA Candelária), todos estes que auxiliaram na busca pelas propriedades rurais viabilizando a realização deste trabalho.

Agradeço a equipe da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER/ASCAR) do Estado Rio Grande do Sul, principalmente das regiões norte e noroeste contempladas pela área de pesquisa de uso e ocupação do solo de Culturas anuais

(soja/milho/trigo) por não medirem esforços em auxiliar na localização e chegada até as propriedades rurais amostradas.

Agradeço em especial a todos os proprietários rurais que nos receberam de braços abertos em suas residências, por aceitarem participar do nosso Projeto de Pesquisa e a realização de coletas de solo, assim como de água (Dissertação defendida em março/2023 de Patrícia Raquel Vargas pelo PPGCTA/UFSM-FW) em suas propriedades rurais, por toda a atenção, carinho e compreensão. Gratidão, pois se não fosse por vocês não seria possível à realização de toda a pesquisa.

Agradeço a minha Banca Examinadora de Defesa de Dissertação composta pelos Professores Doutores Willian Fernando de Borba, Edinalvo Rabaioli Camargo e. André Carlos Cruz Copetti, por aceitarem o convite realizado por mim e minha orientadora, pela disponibilidade e contribuições.

Agradeço a todos os meus amigos pelas palavras de carinho, apoio e motivação durante todo o período acadêmico, por sempre torcerem pelas minhas conquistas, mas acima de tudo pela compreensão da minha ausência em muitos momentos.

Agradeço a Eduarda Cardoso de Lima, minha prima, amiga e pode-se dizer irmã de coração por sempre estar ao meu lado, quem poderia dizer que as duas primas cursaram a graduação pública, gratuita e de qualidade na Universidade Federal de Santa Maria, mesmo que em *campus* diferentes. Querida prima: a nossa determinação de estudarmos em uma universidade federal deu certo!!! Obrigada por sempre me ouvir quando as histórias eram boas, mas também quando eram ruins, lembro-me sempre de duas frases que você me fala todas as vezes que nós encontramos “Faz você primeiro que se der certo eu vou fazer também” e “Eu te entendo”. Obrigada pelo carinho!!!

“Os sonhos não determinam o lugar onde iremos chegar, mas produzem a força necessária para nos tirar do lugar em que estamos.”

Augusto Cury

“Você nunca sabe que resultados virão da sua ação. Mas se você não fizer nada, não existirão resultados.”

Mahatma Gandhi

RESUMO

AVALIAÇÃO DE PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS NO SOLO E AGROTÓXICOS SOB DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO

AUTORA: Kéli Hofstätter

ORIENTADORA: Dra Jaqueline Ineu Golombieski

O solo é um recurso natural complexo que compreende um dos habitats mais densos e com a maior biodiversidade do planeta terra. A atividade antropogênica por intermédio dos usos e ocupação do solo alteram suas propriedades físico-químicas, tornando-o mais susceptível à contaminação ambiental, causando a degradação da qualidade e interferindo na produtividade agrícola e segurança alimentar. Esse trabalho teve por objetivo realizar uma avaliação das propriedades físico-químicas e de contaminantes ambientais emergentes (agrotóxicos) sob diferentes usos e ocupação do solo ao entorno de poços profundos de água de consumo humano. A amostragem de solo foi realizada em duas campanhas amostrais (outubro e novembro/2021 e janeiro/2022) em vinte e uma propriedades rurais particulares com os diferentes usos e ocupação: (campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais (milho/soja/trigo)). Foi realizada a determinação das variáveis físicas como a textura, granulometria (areia, silte e argila), bem como análise química da matéria orgânica, potencial hidrogeniônico (1:1) e dos elementos químicos alumínio, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cobre, cromo, enxofre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio, sódio e zinco. Os resultados das análises químicas pertinente aos elementos químicos foram comparados com as legislações vigentes brasileiras (nacional e estadual). Os elementos químicos de cobre e zinco estão de acordo com o estabelecido pelas legislações. O cádmio, cobalto e cromo, entretanto apresentaram valores em discrepância com o estabelecido pelas legislações. Os elementos-alumínio, boro, cálcio, enxofre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e sódio não estão contemplados pelas legislações vigentes. Os maiores valores médios de elementos-foram encontrados nos usos e ocupação de arroz irrigado e culturas anuais. Para os contaminantes ambientais emergentes no uso e ocupação de campo nativo não houve a detecção de ingredientes ativos de agrotóxicos nas campanhas amostrais avaliadas. Para o uso e ocupação de arroz irrigado foram detectados ingredientes ativos de agrotóxicos na primeira época de coleta e para culturas anuais nas duas épocas de coleta foram detectados ingredientes ativos de agrotóxicos, houve destaque para o ingrediente ativo de inseticida imidacloprido. Entretanto, esses contaminantes ambientais emergentes detectados, não estão contemplados na legislação vigente. Por fim, pode-se concluir que os usos e ocupação do solo ao entorno dos locais de estudo mediante a atividade antrópica influenciam nas propriedades físico químicas do solo, bem como fatores em relação com o teor de elementos químicos e a profundidade analisada, o que se deve destinar maior atenção/cuidado na execução de recomendações para cada cultura agrícola, preconizando um manejo sustentável e correto na busca da preservação da qualidade do solo e a segurança alimentar.

Palavras-Chave: Atividade antrópica. Agrotóxicos. Propriedades físico-químicas. Qualidade do solo. Uso e ocupação.

ABSTRACT

EVALUATION OF PHYSICAL-CHEMICAL PROPERTIES IN SOIL AND PESTICIDES UNDER DIFFERENT USES AND OCCUPATION

AUTHOR: Kéli Hofstätter

ADVISOR: Dra Jaqueline Ineu Golombieski

Soil is a complex natural resource that comprises one of the densest and most biodiverse habitats on planet Earth. Anthropogenic activity through land use and occupation alters its physical-chemical properties, making it more susceptible to environmental contamination, causing degradation of quality and interfering with agricultural productivity and food security. This work aimed to carry out an assessment of the physical-chemical properties and emerging environmental contaminants (pesticides) under different uses and occupation of the soil around deep water wells for human consumption. Soil sampling was carried out in two sampling campaigns (October and November/2021 and January/2022) on twenty-one private rural properties with different uses and occupation: (native field, irrigated rice and annual crops (corn/soy/wheat)). Physical variables such as texture, granulometry (sand, silt and clay) were determined, as well as chemical analysis of organic matter, hydrogen potential (1:1) and chemical elements aluminum, boron, calcium, cadmium, cobalt, copper, chromium, sulfur, iron, phosphorus, magnesium, manganese, potassium, sodium and zinc. The results of the chemical analyzes relevant to the chemical elements were compared with current Brazilian legislation (national and state). The chemical elements of copper and zinc are in accordance with legislation. Cadmium, cobalt and chromium, however, presented values that differed from those established by legislation. The elements aluminum, boron, calcium, sulfur, iron, phosphorus, magnesium, manganese, potassium and sodium are not covered by current legislation. The highest mean element values were found in the uses and occupation of irrigated rice and annual crops. For emerging environmental contaminants in the use and occupation of native fields, there was no detection of active pesticide ingredients in the sample campaigns evaluated. For the use and occupation of irrigated rice, active ingredients of pesticides were detected in the first collection period and for annual crops in the two collection periods, active ingredients of pesticides were detected, with emphasis on the active ingredient of the insecticide imidacloprid. However, these detected emerging environmental contaminants are not covered by current legislation. Finally, it can be concluded that the uses and occupation of the soil around the study sites through human activity influence the physical-chemical properties of the soil, as well as factors related to the content of chemical elements and the depth analyzed, which greater attention/care must be given to implementing recommendations for each agricultural crop, advocating sustainable and correct management in the pursuit of preserving soil quality and food security.

Keywords: Anthropogenic activity. Pesticides. Physicochemical properties. Soil quality. Use and occupation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de abrangência dos biomas brasileiros.....44

Capítulo 1 – Manuscrito 1

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo e distribuição dos pontos amostrais.....53

Figura 2 – Representação da PCA sob os diferentes usos e ocupação do solo e as variáveis físico-químicas de cada repetição amostral.56

Figura 3 – Variáveis físico-químicas e sua contribuição para cada eixo da PCA: (a) Primeiro eixo e (b) Segundo eixo.57

Figura 4 – Matriz de correlação das variáveis físico-químicas do solo.58

Capítulo 2 – Manuscrito 2

Figura 1– Distribuição de CAE em solo: (A) IA agrotóxicos detectados na primeira campanha amostral em todos os usos e ocupação de solo; (B) Identificação de IA agrotóxicos menor (<LOQ) e maior (>LOQ) que o Limite de quantificação do método.....89

Figura 2 – Distribuição de CAE em solo: (A) IA de agrotóxicos detectados na segunda campanha amostral em todos os usos e ocupação de solo; (B) Identificação de IA de agrotóxicos menor (<LOQ) e maior (>LOQ) que o Limite de quantificação do método.....90

Figura 3 – Distribuição de classes de agrotóxicos detectados por usos e ocupação do solo: (A) primeira campanha amostral e (B) segunda campanha amostral coleta de solo.....90

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 – Manuscrito 1

Tabela 1 – Média \pm erro das variáveis físico-química do solo para os diferentes usos e ocupação do solo.....	55
--	----

Capítulo 2 – Manuscrito 2

Tabela 1 – Ingredientes ativos (IA) de agrotóxicos analisados em solo.....	85
Tabela 2 – Pontos amostrais de solo e respectivos IA nas duas campanhas de coleta.....	88

LISTA DE SIGLAS

Al	Alumínio
As	Arsênico
B	Boro
Ba	Bário
Ca	Cálcio
CAE	Contaminantes Ambientais Emergentes
CAR	Cadastro Ambiental Rural
Cd	Cádmio
CO	Dióxido de Carbono
Co	Cobalto
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio
mg/Kg	Miligramas por quilo
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MO	Matéria Orgânica
Na	Sódio
Ni	Níquel
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
Pb	Chumbo
PFAS	Substâncias Per e Polifluoradas
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente

RS	Rio Grande do Sul
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
UC	Unidades de Conservação
V	Vanádio
VAB	Valor Adicionado ao Produto
VRQ	Valores de Referência de Qualidade
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	OBJETIVOS	21
1.1.1	Objetivo geral	21
1.1.2	Objetivos específicos	22
1.2	HIPÓTESES	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1	DEFINIÇÃO E IMPORTÂNCIA DO SOLO	23
2.2	PROPRIEDADES DO SOLO	24
2.2.1	Propriedades físicas do solo	25
2.2.1.1	Textura do solo	25
2.2.2	Propriedades químicas do solo	26
2.2.2.1	Matéria Orgânica	26
2.2.2.2	Potencial Hidrogeniônico	26
2.3	ELEMENTOS QUÍMICOS.....	27
2.3.1	Alumínio.....	27
2.3.2	Boro	28
2.3.3	Cálcio.....	29
2.3.4	Cádmio	29
2.3.5	Cobalto	30
2.3.6	Cromo.....	31
2.3.7	Cobre	31
2.3.8	Ferro	32
2.3.9	Potássio.....	33
2.3.10	Magnésio	33
2.3.11	Manganês.....	34
2.3.12	Sódio.....	35
2.3.13	Fósforo.....	35
2.3.14	Enxofre	36
2.4	CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS BRASILEIROS	37
2.5	CONTAMINAÇÃO DO SOLO	38
2.6	CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES (CAE).....	39
2.7	AGROTÓXICOS	40
2.8	LEGISLAÇÕES BRASILEIRAS APLICADAS A CONTAMINAÇÃO DO SOLO	41

2.9	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	41
2.9.1	Campo nativo	43
2.9.2	Arroz irrigado.....	44
2.9.3	Culturas anuais.....	45
3	CAPÍTULO 1 – MANUSCRITO 1.....	47
4	CAPÍTULO 2 – MANUSCRITO 2.....	77
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	110
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
	APENCICÊ I	132
	APENCICÊ II.....	133
	APENCICÊ III.....	134

1 INTRODUÇÃO

A globalização crescente das últimas décadas proporcionou o crescimento populacional e o desenvolvimento da sociedade, influenciando para com as relações humanas, culturais, políticas, trabalhistas, educacionais, bem como no meio ambiente (ROSA et al., 2022). O desenvolvimento acelerado das indústrias de todos os segmentos propiciou o surgimento de novos produtos de forma rápida, dificultando uma investigação em relação ao destino, transformação e efeitos em longo prazo na saúde humana e nos ecossistemas como um todo (ALLY; GUMBI, 2023).

O solo representa um dos habitats mais densos e com a maior biodiversidade do planeta Terra, considerado como um ecossistema complexo. A microbiota do solo composta principalmente por bactérias e fungos é imprescindível na ciclagem de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo, na formação da estrutura do solo e na geração de macro e micronutrientes disponíveis para o crescimento das plantas (BELLINI et al., 2023; HIMBEECK et al., 2024).

A saúde do solo é parte constituinte do sistema da produtividade agrícola e da segurança alimentar (DEEL; MOORE; MANTER, 2024). Além disso, é importante criar uma relação entre a saúde do solo e as práticas de manejo utilizadas pelos agricultores, podendo a mesma vir a atuar como uma solução climática natural eficaz (BASCHÉ et al., 2020). As práticas de manejo aplicado ao uso do solo agrícola propiciam alterações nas propriedades físico-químicas do solo (BAZZATO et al., 2023), as quais são consideradas os agentes mais relevantes que interferem na estrutura e na diversidade da comunidade microbiana (ZENG et al., 2022).

A alteração do uso do solo causado pela urbanização das últimas décadas, o desmatamento de áreas naturais, o desenvolvimento da agricultura e pecuária, afetam significativamente as comunidades microbianas do solo, atingindo sua estrutura, função e diversidade (XUE et al., 2023). Segundo Millennium Ecosystem Assessment (2005) a estimativa é de que até 2050 uma parcela considerável de florestas remanescentes seja convertida para outros usos do solo, em consequência da agricultura e da expansão urbana.

A degradação do solo pode ocasionar o desequilíbrio ambiental dos ecossistemas ou até mesmo interferir na qualidade e produtividade agrícola. Além do mais pode ocorrer das mais diversas formas podendo ser ela de forma natural e/ou antrópica, causada pela ação do homem devido ao uso inadequado e inapropriado do mesmo (MELO et al., 2021).

A coalizão de fontes naturais e atividade antrópica propicia a contaminação de solos por metais pesados (ZHENG et al., 2023). As fontes naturais estão ligadas ao material original do solo (BHUIYAN et al., 2021), enquanto as fontes antrópicas resultam da atividade humana que inclui as mais diversas atividades realizadas pelo homem, como a combustão de carvão e extração mineral em processos industriais, o uso excessivo de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agricultura, a utilização de esgoto para irrigação, emissões de gases de escape dos transportes e abrasão de pneus (FARAJI et al., 2023).

A atividade antropogênica influencia nas propriedades do solo e é a grande responsável pela presença de poluentes no mesmo, como os hidrocarbonetos policíclicos e os metais pesados, que representam uma ameaça ao ecossistema (HAQUE et al., 2022). Ademais a aplicação em larga escala de agrotóxicos no solo associada às práticas de manejo inadequado, favorecem a poluição do solo por metais pesados (QIN et al., 2021).

Os metais pesados apresentam uma persistência ambiental na água, atmosfera e solo por longos períodos, proporcionando a bioacumulação gradativamente até atingir concentrações acima dos limites aceitáveis para com o meio, exercendo efeitos tóxicos nas funções ecológicas do solo, na qualidade da água e nos organismos aquáticos (SUN et al., 2024). Através da cadeia alimentar estes compostos químicos podem chegar até o corpo humano representando potenciais riscos carcinogênicos para a saúde humana (LI et al., 2023).

O solo é o local de destino universal para quase que a totalidade dos contaminantes residuais, micropoluentes, microplásticos, incluindo os agrotóxicos (CARPIO et al., 2021). Entretanto, o destino final dos agrotóxicos não termina no solo e compreende a decomposição, lixiviação e degradação em metabólitos (sendo estes muitas vezes mais tóxicos que a molécula original), por vários fatores ambientais, propriedades e características do próprio solo (KHALID et al., 2020).

A poluição do solo ocasionada por Contaminantes Ambientais Emergentes (CAE) interfere na qualidade do solo e causa implicações no ambiente e na saúde humana (LEE et al., 2024). Os CAE são substâncias químicas provenientes da atividade antrópica que abrange processos domésticos, de saúde, agrícolas e industriais alertando para o dia a dia do ser humano (MARTÍN-POZO et al., 2019).

Os agrotóxicos vêm sendo cada vez mais utilizados em larga escala na agricultura intensiva e avançada com o objetivo de controlar pragas que atingem as plantações e aumentar a produtividade agrícola (VICKNESWARAN et al., 2023). Contudo, a aplicação de forma inadequada ou o uso excessivo dos mesmos acarreta em toxicidade para com os ecossistemas e em incertezas relacionadas aos resíduos dos agrotóxicos (CARPIO et al.,

2021). Além disso, segundo Chen et al. (2011) as deficiências físicas do solo em sua maioria são ocasionadas pelo preparo intensivo do solo, bem como pela irrigação com água salina. Já a poluição química do solo é geralmente devido ao uso de fertilizantes e agrotóxicos (CABRAL et al., 2023). De acordo com Münzel et al. (2022), a poluição do solo originada de substâncias químicas ameaça não somente a qualidade, mas também a funcionalidade do solo.

O Brasil possui a agricultura como uma das bases de sua economia; o crescente investimento em ciência e tecnologia das últimas décadas colocou o país entre as grandes potências mundiais produtoras de alimentos (EMBRAPA, 2022). Em contrapartida à crescente atividade agrícola causa alterações nos ecossistemas ambientais (PEREIRA; ROCHA; MENGUE, 2019), sendo considerado o Brasil um dos países que mais utiliza/consome agrotóxicos no mundo (CARNEIRO et al., 2015; DIDONÉ et al., 2021). Contudo, o Estado do Rio Grande do Sul se destaca na produção de diversos produtos agrícolas como a soja, fumo, arroz, trigo e milho considerado a segunda unidade da federação que mais contribui para o Valor Adicionado ao Produto (VAB) (FEIX; LEUSIN JÚNIOR; BORGES, 2021).

A Organização das Nações Unidas (ONU), em 2015 elaborou um plano de ação com metas para um caminho mais sustentável até 2030, “Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável”, e estabeleceu os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Segundo Lal et al. (2021) dentre os 17 ODS estabelecidos, 7 deles estão relacionados a ambientes de solo saudável e a produção de alimentos, sendo eles: fome zero e agricultura sustentável (ODS 2), saúde e bem estar (ODS 3), água potável e saneamento (ODS 6), energia limpa e acessível (ODS 7), consumo e produção responsáveis (ODS 12), ação contra a mudança global do clima (ODS 13) e vida terrestre (ODS 15). No entanto, a avaliação físico-química e de contaminação ambiental do solo contribui para com os respectivos objetivos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Analisar a qualidade do solo quanto às características físico-químicas e a presença de contaminantes ambientais emergentes, no entorno de poços profundos de água de consumo humano, em amostras de solo localizadas próximo a áreas sob diferentes usos e ocupação em propriedades rurais.

1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar se os usos e ocupação do solo de campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais podem vir a interferir nas características físico-químicas do solo situado próximo às áreas de cultivo.

- Determinar e quantificar a presença de contaminantes ambientais emergentes de ingrediente ativo de agrotóxicos nas amostras de solo;

- Comparar resultados obtidos das análises químicas e de contaminantes ambientais emergentes com as legislações vigentes, a fim de verificar se estão de acordo com as mesmas;

- Retornar às propriedades rurais para relatar os resultados encontrados neste estudo e, contudo ressaltar a importância de um monitoramento constante, salientando sempre as boas práticas de manejo para uma agricultura mais sustentável e de menor impacto ao meio ambiente, bem como a proteção dos recursos naturais disponíveis.

1.2 HIPÓTESES

- Hipótese 1: As propriedades físico-químicas dos solos analisados quando comparadas com as legislações vigentes apresentarão valores que estarão de acordo com os valores máximos de referência nos diferentes usos e ocupação do solo.

- Hipótese 2: Os usos e ocupação do solo de campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais não apresentarão contaminantes ambientais emergentes para os ingredientes ativos de agrotóxicos nas amostras de solo investigadas;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DEFINIÇÃO E IMPORTÂNCIA DO SOLO

O solo é considerado parte viva que recobre a superfície terrestre e está em constante evolução e transformação por conta das alterações rochosas e de processos físicos, químicos e biológicos, salientando sua relevância para o ser humano (DAZZI; GIUSEPPE, 2022). O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) define o solo como um conjunto de corpos naturais que são formados por múltiplas partes de material mineral e orgânico que ocupam boa parte do manto superficial terrestre, contendo matéria viva e podendo servir como base para vegetações, sendo ou não modificados pelo homem (SANTOS et al., 2018).

Recurso natural não renovável abrangendo diversas condições complexas e de variados tipos, sendo resultado de inúmeras transformações geológicas e biológicas ao longo do tempo, em que sua complexidade colabora para a variabilidade e até mesmo incertezas pertinentes ao comportamento de alterações no solo (HUANG et al., 2023).

Fundamental para com os serviços ecossistêmicos, o qual está diretamente ligado aos seres vivos fornecendo benefícios direta ou indiretamente, interagindo e auxiliando para a continuação da vida na terra. Responsável por abrigar a fauna e flora do planeta, contribui para a biodiversidade global e é imprescindível para auxiliar na redução da pobreza, bem como na mitigação das alterações climáticas (PEREIRA et al., 2018).

A qualidade do solo está diretamente relacionada à qualidade ambiental e a qualidade da saúde, a fim de promover a estabilidade da produtividade do solo para apoiar a capacidade de produção biológica e promover a saúde animal, vegetal e humana em um determinado ecossistema (SMITH et al., 2016). Os sistemas agrícolas são responsáveis pela grande parte dos alimentos produzidos, de modo que a segurança alimentar está ligada diretamente a manutenção da produtividade do solo (WOLF; WIESMEIER; MACHOLDT, 2023), logo a análise do solo em toda sua composição e aspecto é necessária uma vez que determina o rendimento e preservação (SILVA, 2018).

Segundo Or, Keller e Schlesinger (2021) a estruturação de um solo é parte essencial na produção agrícola, pois a mesma é responsável por controlar o fluxo da água, ar e nutrientes para as raízes das plantas, regulando a atividade, a biota do solo e ainda determinando a sua capacidade de explorar o meio do solo. Além do mais, a agricultura global depende de um solo saudável e produtivo, sendo o mesmo um ecossistema vivo finito, não renovável e dinâmico (CORATO et al., 2024).

2.2 PROPRIEDADES DO SOLO

A compreensão das propriedades físico, químicas e biológicas de um solo proporciona um melhor entendimento da capacidade do mesmo de fornecer nutrientes essenciais para o crescimento das plantas, água e entre outros, de forma a auxiliar para com os estresses bióticos e abióticos (BREVİK et al., 2020; BAGNALL et al., 2021). O clima, o material original, a biologia, a topografia e o tempo são considerados fatores formadores do solo, que modificam as propriedades físico-químicas de solos naturais (VITOUSEK; FARRINGTON, 1997; YANG et al., 2023).

O *pedon* é a unidade básica que compõem o corpo tridimensional do solo, essa unidade inicia no material/rocha de origem até a superfície e é à base da análise do solo para determinar o perfil do mesmo, permitindo avaliar os atributos, propriedades e características dos horizontes do solo (SANTOS et al., 2018). Horizontes ou camadas do solo são parcelas que possuem características variadas, denominados como: Horizonte O, A, B, C e R, onde o horizonte O compreende a camada orgânica superficial do solo e a que mais apresenta alterações das suas propriedades e o horizonte R a camada menos altera (rocha de origem do solo) (SANTOS et al., 1983).

Horizontes de perfis de solo diferentes apresentam materiais originários distintos resultando em características e propriedades diversas de solo (HU et al., 2023). Além do mais a presença dos horizontes no solo pode variar, pois são influenciados por diversos fatores incluindo sua localidade.

O solo é constituído por material orgânico e mineral. O material orgânico do solo corresponde à presença de organismos vivos, restos de plantas e dejetos de animais, bem como produtos de decomposição de organismos (ALEKSEEV; ABAKUMOV, 2023). Originário da decomposição de material orgânico bruto apresenta moléculas quimicamente reativas importantes para o meio ambiente (LUKO-SULATO et al., 2024). Além do mais é um relevante indicador para a fertilidade e qualidade do solo e na avaliação da degradação do mesmo (WU et al., 2023; XIAO et al., 2023). Fu et al. (2023) relatam que baixos teores de matéria orgânica no solo afetam o crescimento das plantas levando ao risco de morte, enquanto, altos teores representam uma vantagem no crescimento e desenvolvimento das plantas.

O material mineral corresponde às substâncias originárias de fragmentos de rochas e minerais oriundos do processo de formação do solo (argila, silte e areia), onde as proporções vão definir a textura do solo (COELHO et al., 2002). Ainda segundo Santos et al.(2018),

formado principalmente por compostos inorgânicos de estágios variados de intemperismo e teor de carbono inferior a 80 g/kg, na fração Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

2.2.1 Propriedades físicas do solo

As propriedades físicas compreendem principalmente a densidade, estrutura, fluxo de água, ar e calor, permeabilidades e textura do solo, além do mais, atuam na mitigação física de poluentes, principalmente na filtração e lixiviação (FRANÇA; COSTA; SILVA, 2021).

2.2.1.1 Textura do solo

A textura é considerada uma propriedade física do solo apresentando influência sobre o comportamento hídrico e químico do mesmo e sua caracterização é de grande relevância para os usos e ocupação do solo, com ênfase nas práticas de manejo realizadas na agricultura. Determinada pelos elementos granulométricos da fase mineral do solo sendo eles, a areia, silte e argila (SANTOS et al., 2018).

A empresa brasileira de pesquisa agropecuária (EMBRAPA) classifica a divisão dos sólidos, em pequenas frações, baseada nas dimensões de suas partículas. A argila compreende granulometria fina, de dimensões inferiores a 0,002 mm, característica por sua plasticidade, textura e consistência. O silte apresenta baixo ou nenhuma plasticidade, entretanto quando seco ao ar aponta baixa resistência, de diâmetros entre 0,002 e 0,05 mm. Já a areia apresenta diâmetro entre 0,05 e 2,0 mm, e podem ser classificadas em areias e grossas, além do mais não apresenta solo coesivo e plástico (EMBRAPA, 1979).

Contudo, a classificação textural é compreendida em três grupos principais que abrange classes de solos argilosos, francos e arenosos, além do mais, cada grupo apresenta ainda classes texturais específicas (BRADY; WEIL, 2013). Possibilitando assim maior clareza sobre a distribuição do tamanho de partículas e o comportamento das propriedades físicas do solo.

Apontada como um dos indicadores referentes à qualidade solo e a produtividade das culturas é uma característica intrínseca do solo. A determinação da mesma possibilita compreender diversos agentes atuantes no solo, como a dinâmica da água, resistência do solo a tração, grau de compactação do solo, capacidade de troca de cátions, dosagem de nutrientes, corretivos e de herbicidas (CENTENO et al., 2017).

2.2.2 Propriedades químicas do solo

As propriedades químicas do solo são constituídas por capacidade de troca iônica, condutividade elétrica, matéria orgânica, potencial hidrogeniônico e teor de nutrientes. Ademais são essenciais na atuação de poluentes no solo, por meio da adsorção, fixação, oxidação, precipitação, troca e a neutralização (LAURINDO, 2021).

2.2.2.1 Matéria Orgânica

A Matéria Orgânica (M.O.) do solo é formada de materiais orgânicos brutos que foram compostos biologicamente. Desempenham papel importante para com o meio ambiente devido ao grupo de moléculas quimicamente reativas, além do mais, reações bioquímicas como tampões ácido-base, transferência de gases e ligação de íons metálicos advindas de interações (solo, água e carbono) em escalas de espaço e tempo distintas interferem na estrutura e na função do solo (CASTELLANO et al., 2010).

Segundo Wang, Cissé e Staunton (2024) adicionais de M.O. no solo causam alterações no fracionamento dos metais, podendo levar a imobilização dos metais, importante na fase transportadora para cobre e zinco. A matéria orgânica pode complexar-se com cátions metálicos em solução e, portanto, aumentar sua concentração em solução (STEINMETZ et al., 2017). Gonzaga et al. (2020) relatam que os biochars (carvão vegetal usado na correção dos solos) são regularmente indicados para imobilizar metais em solos contaminados.

2.2.2.2 Potencial Hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) corresponde a uma das variáveis químicas mais importantes do solo vital na regulação das funções microbianas do solo (LU et al., 2023), como a ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo (YANG et al., 2022), no movimento da água, na fertilidade do solo, nas reações físico-químicas relacionadas a diminuição de metais e elementos minerais no solo (SLESSAREV et al., 2016) e sorção de pesticidas (SHENG et al., 2005).

De acordo com Malavolta, Vitti; Oliveira (1997), exercendo interferência nos mais variados processos do ecossistema terrestre, o pH influencia na agricultura, bem como em biomas nativos, sendo que na vegetação atua na disponibilidade e absorção dos nutrientes do solo afetando o desenvolvimento e a qualidade das culturas. Dependendo da escala do pH o

mesmo pode vir a se tornar uma propriedade química negativa para o cultivo de culturas agrícolas específicas, fazendo-se necessária a sua correção (SILVA et al., 2021).

A calagem é o processo mais utilizado para a correção do pH e consiste na adição de compostos de cálcio no solo para aumentar o pH (HOLLAND et al., 2019) e consequentemente aumentar a produção de alimentos e a disponibilidade de nutrientes no solo, além de diminuir elementos metálicos e minerais no solo (LI et al., 2019). Strawn; Bohn; O'Connor, (2015) retratam que a acidificação do solo compreende cerca de 30% dos solos do planeta terra e abrangem diversas regiões ao redor do globo terrestre. Os solos brasileiros possuem o pH ácido geralmente em torno de 4,5 a 5 (SILVA et al., 2021).

2.3 ELEMENTOS QUÍMICOS

A contaminação do solo por metais tornou-se um problema para com os ecossistemas e para a saúde humana, conduzindo a potenciais riscos de contaminação consequência da poluição contínua e exacerbada (SAHA et al., 2024). A contaminação por metais de origem natural ou antropogênica causa grande preocupação devido a que em altas concentrações causa danos à estrutura do solo, afeta a produtividade agrícola e contamina as culturas, acarretando um risco à saúde humana (YADAV et al., 2021). O Arsênico (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Bário (Ba), Alumínio (Al), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Níquel (Ni) e Vanádio (V) são alguns exemplos destes elementos químicos tóxicos (HAIDAR et al., 2023).

Contudo, alguns elementos químicos são essenciais para o desenvolvimento e crescimento saudável das plantas, entretanto podem interferir de forma negativa nos processos metabólicos quando há falta ou excesso, implicando na saúde do solo e na produtividade agrícola, contudo quando em excesso pode ocorrer há fitotoxicidade das plantas (YADAV et al., 2021). O Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K), Sódio (Na), Ferro (Fe), Cobre (Cu), Manganês (Mn) e Zinco (Zn) compreende o grupo destes elementos essenciais (GONG et al., 2020).

2.3.1 Alumínio (Al)

O Al é o elemento químico metálico presente em maior quantidade na superfície terrestre, com ênfase para os óxidos e aluminossilicatos insolúveis (YAN et al., 2023). Dentre as múltiplas formulações o silicato de alumínio (Al_2SiO_5), o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) e o fosfato de alumínio ($AlPO_4$) correspondem as formas monoméricas de compostos de Al

mais frequentemente encontradas em solos, seguidas de poliméricas que apresentam uma menor frequência (SHETTY et al., 2021).

Solos com pH ligeiramente ácidos ou neutros quando há presença de Al, o mesmo não se apresentam tóxicos para plantas, entretanto em solos acidificados ($\text{pH} \leq 5,5$) o elemento químico de Al é alterado para Al tóxico, sendo este a forma mais tóxica do elemento (KOCHIAN et al., 2015). Segundo Chauhan et al. (2021) ainda não há informações suficientes sobre a biodisponibilidade do Al, grande parte disso se deve a coexistências de íons e um grande número de compostos heterocíclicos naturais, sintéticos e organometálicos no ecossistema solo e água (RAHMAN; UPADHYAYA, 2021).

Segundo Ferreira; Moreira; Rassini (2006) a toxicidade por Al é um agente limitante na produção de grãos em regiões brasileiras cobertas principalmente por vegetação de cerrado, ocupando aproximadamente um quarto do território nacional. Os autores destacam que estas áreas apresentam o predomínio de latossolos que tem por características serem mais ácidos, de baixa Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e de teores de fósforo disponíveis para as plantas, entretanto apresenta alta saturação por alumínio trocável.

2.3.2 Boro (B)

O B é um importante componente para o desenvolvimento de raízes e processos fisiológicos das plantas, tido como um micronutriente (YAMANDA, 2000). É encontrado de maneira natural quando originado por minerais de borosilicato, detritos de erupções vulcânicas, na água do mar e recursos geotérmicos (BOLAN et al., 2023). De maneira antrópica algumas das maiores fontes de disseminação de B no solo são através da irrigação com águas residuais, fertilizante, efluentes de mineração e herbicidas (BRDAR-JOKANOVIĆ, 2020).

Além do mais, considerado uma substância que pode ser lixiviado do solo quando há grande índice de pluviosidade, contudo sua deficiência em solos agrícolas é comum, diferentemente dos solos de regiões áridas e semiáridas onde seu alto teor torna-se tóxico para as vegetações (GÖKMEN; USTA; UYGUR, 2022). Isto se deve ao fato que o pH do solo influencia em sua disponibilidade, sendo que quando o pH do solo é mais alto o teor de B é menor (GOLDBERG, 1997).

Apesar da sua importância notável para o desenvolvimento do plantio há riscos presentes na sua aplicação constante. Segundo Brdar-Jokanović (2020) nem todo o conteúdo

de B no solo é utilizado como nutriente pela vegetação. Uma vez que o nível de toxicidade no solo está muito próximo do seu nível de deficiência (AYTOP et al., 2023).

Segundo Melo (2003) no Brasil a maioria dos solos de cultivo de videira apresenta deficiência de B, o Estado Rio Grande do Sul segue o mesmo cenário do Brasil ressaltando ainda que em solos cujo teor é menor do que $0,6 \text{ mg.dm}^{-3}$ podem apresentar problemas, sendo considera $1,0 \text{ mg.dm}^{-3}$ como o nível satisfatório de boro para os solos do estado.

2.3.3 Cálcio (Ca)

O Ca é um macronutriente para as plantas que se origina da solubilização de minerais durante a formação dos solos e os organismos vivos necessitam deste para o seu devido crescimento e desenvolvimento (GHOSH et al., 2022). Mineral importante e essencial na ingestão alimentar do ser humano, implicando em inúmeras funções vitais biológicas, principalmente na saúde óssea (CORMICK; BELIZÁN, 2019).

Ghosh et al. (2022) descrevem que o Ca se encontra em grande quantidade em calcário, gesso, fluorita e apatita, sinalizador universal de plantas e animais e no solo é o indicador de disponibilidade de cálcio é representado pelo Ca-trocável. A importância do Ca nas culturas agrícolas está em configurar a integridade estrutural das membranas celulares, pois na sua ausência o conteúdo citoplasmático é extraviado e com isso há a redução de desenvolvimento dos tecidos (LANGE et al., 2021). A carência do Ca também influencia na raiz das plantas e nos seus pontos de crescimento, podendo ocasionar a morte das plantas (THOR, 2019).

A calagem no solo que tem por objetivo corrigir a acidez do solo, elevando o pH e diminuindo ou até mesmo neutralizando efeitos tóxicos do alumínio e manganês, adiciona teores de cálcio e magnésio no solo. Contudo o excesso de Ca ou Mg possuem interferência na absorção um do outro, prejudicando o desenvolvimento do cultivo (MOORE; OVERSTREET; JACOBSON, 1961).

2.3.4 Cádmi (Cd)

O Cd é um metal pesado apontado com um dos mais tóxicos e dispensáveis como oligoelementos no meio ambiente, sem função fisiológica e biológica conhecida em plantas ou humanos (VANDERSCHUEREN et al., 2021; SHEN et al., 2023). Ademais segundo Hou

et al. (2019) o mesmo afeta o desenvolvimento e o crescimento das culturas, bem como reduz a sua qualidade e produtividade.

A contaminação por Cd provém principalmente de atividades antrópicas, como a mineração, fundição, metalurgia e aplicação de fertilizantes fosfatados (MCLAUGHLIN; PARKER; CLARKE, 1999). Além de ser altamente tóxico apresenta uma ameaça aos ecossistemas devido a sua facilidade de acumular-se (ZHANG; YI; FANG, 2023).

Segundo a Organização Mundial da Saúde a ingestão de alimentos vegetais e animais contaminados por cádmio é uma ameaça para a segurança alimentar (OMS, 2019). Representa um grande risco à saúde humana, pois pode se acumular no corpo humano por meio da cadeia alimentar, bem como devido à sua elevada toxicidade e persistência também (XIAO et al., 2017).

2.3.5 Cobalto (Co)

Considerado um metal pesado o Co é um elemento metálico ferromagnético duro, brilhante e quebradiço, relativamente raro na natureza e geralmente associado a outros metais como cobre, manganês, níquel e arsênico (JIANG et al., 2022). Encontrado em rochas, no solo, na água e na vegetação, considerados oligoelementos, essencial para plantas desempenhando papel importante no seu crescimento e desenvolvimento em concentrações menores, porém tornando-se tóxicos quando em maiores concentrações do que o ideal (SALAM et al., 2024).

Proveniente de variadas fonte, podendo ser liberado no meio ambiente de forma natural, por meio da poeira levada pelo vento, borrifos de água do mar, vulcanismo, incêndios florestais e emissões biogênicas continentais e marinhas (KIM; GIBB; HOWE 2006), e de forma antrópica através da queima de combustíveis fósseis, lodo de esgoto, fertilizantes fosfatados, mineração e fundição de minérios de cobalto (LINHARES et al., 2019).

As áreas que apresentam maior propensão à contaminação por elevados teores de cobalto no solo de origem antrópica são áreas industriais e de transporte, com destaque para locais perto de minas, fábricas de máquinas e locais de fundição de metais (JIANG et al., 2022). Ainda segundo Chatterjee e Chatterjee (2003) os solos ácidos apresentam o maior índice de contaminação por cobalto, sendo estes que compreendem a maior parte das terras aráveis do mundo.

O Co quando em pequenas quantidades demonstra resultados positivos para os mamíferos, incluindo o ser humano e a forma essencial é a cobalamina, um componente

metabólico da vitamina B12, sendo que a deficiência pode causar anemia perniciosa e danos nos nervos (TUN et al., 2017). Além do mais, em animais ruminantes é essencial a presença do cobalto para que os mesmos produzam a vitamina B12 (FISHER, 2008; KRAJCOVICOVA, 2024).

2.3.6 Cromo (Cr)

O Cr pode ser encontrado de forma natural no meio ambiente, presentes em rochas, solo, poeiras, névoas vulcânicas, água, animais e plantas, considerado um metal de transição com diferentes estados de oxidação que variam de cromo (II) a (IV) e os mais comuns são crômio (III) e (VI). O cromo (III) é mais estável e menos móvel, enquanto o Cr (VI) é cancerígeno e facilmente móvel (SRICHAROENVECH et al., 2024).

Segundo Tassi et al. (2018), a presença de cromo está associada às rochas e materiais originais, como cromita, crocoíta e rochas serpentinas. Entretanto a principal fonte de contaminação de cromo no solo e água provém da atividade antrópica através do curtimento de couro, mineração, galvanoplastia, tratamento de madeira, indústrias químicas (FAHIM; BARSOUM; EID, 2006) e fabricação de aço inoxidável (GUERTIN; JACOBS; AVAKIAN 2004).

A contaminação ambiental do solo se deve em grande parte pelas indústrias de couro decorrente das águas residuais e o lodo dessas indústrias, a preocupação aumenta quando os metais pesados são mobilizados para a solução do solo e transportados para as águas subterrâneas (TAGHIPOUR; MOHSEN, 2016). Segundo os autores, inúmeros pesquisadores têm relatado a presença de Cr em solo próximo a áreas com presença de indústrias de couro.

2.3.7 Cobre (Cu)

O elemento químico Cu é considerado um micronutriente essencial para as plantas, microrganismos (MIOTTO et al., 2014). Origina-se de maneira natural através de minerais primários e no solo apresenta-se em forma de sulfetos (NGOLE; EKOSSE, 2012). As principais fontes antropogênicas de Cu incluem mineração, refinaria, combustão de combustíveis fósseis, incineração de resíduos, tráfego, corretivos de solo e fertilizantes (BRUNETTO et al., 2019). A Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos destaca o uso do sulfato de cobre como fungicida nas culturas de viticultura (ARENA et al., 2018).

O Cu recebe muita influência do pH do solo, pois está correlacionado com a adsorção desse elemento e a matéria orgânica é outro componente que atua sobre a retenção do Cu no solo (ALLEONI et al., 2005). Segundo Fang; Genxing; Lianqing (2009) a grande maioria do cobre presente no solo está relacionada à Matéria Orgânica (M.O.) do solo, sendo a mesma armazenada em complexos orgânicos do solo.

Conforme Zhang et al. (2022) a toxicidade de Cu no solo é influenciada fortemente pela concentração e biodisponibilidade, relacionada a mobilidade. Estudos realizados destacam que foram identificados efeitos negativos da presença de Cu na atividade microbiana do solo, sedimentos de água doce e na inibição da fotossíntese (SUTCLIFFE et al., 2019; FORTUNATO et al., 2021; ESPINOZA et al., 2022).

Apesar de seu nível de toxicidade a deficiência de Cu também é um grave problema para a qualidade do plantio, uma vez que a baixa presença do Cu resulta em diminuição do crescimento das plantas e suas folhas adquirem uma coloração mais acinzentada assim dificultando o processo de fotossíntese (SFREDO; BORKERT, 2004).

2.3.8 Ferro (Fe)

O Fe é um micronutriente essencial para o desenvolvimento agrícola e apesar de ser encontrado em concentrações consideradas altas na maioria dos solos, o Fe possui limitações da sua biodisponibilidade (ZULUAGA et al., 2023).

Para a vitalidade das plantas o Fe é considerado essencial, uma vez que, enquanto micronutriente participa de processos bioquímicos essenciais para seu desenvolvimento, sem a presença desse elemento o ciclo de vida das vegetações é interrompido (BARBOSA FILHO; DYNIA; FAGERIA, 1994).

O cátion Fe^{2+} é absorvível pelas plantas e é esta mais disponível em solos com o pH mais baixo (SOUZA et al., 2010). Contudo, essa biodisponibilidade não é tão comum e por isso a fertilização com Fe é necessária para remediar os efeitos colaterais causados por seu déficit (LÓPEZ-RAYO et al., 2019). Zuluaga et al. (2023) afirmam que a fertilização de Fe é a abordagem mais adotada para o resgate da disponibilidade de Fe no solo.

Apesar de ser essencial para o desenvolvimento das plantas, a contaminação do solo por Fe também é um risco para a qualidade da produção. Os sintomas variam de espécie para espécie, mas sempre acabando por deteriorar a qualidade das plantações (ALEXANDRE et al., 2012).

3.2.9 Potássio (K)

O K é o sétimo elemento mais abundante na crosta terrestre (SCHROEDER, 1980). Considerado um macronutriente, um dos mais relevantes depois do nitrogênio e do fósforo, importante para atender as demandas de crescimento, desenvolvimento e processos fisiológicos das plantas (HAN et al., 2024). Além do mais, melhora a qualidade, produtividade e capacidade da planta à resistência de estresses ambientais (ZÖRB; SENBAYRAM; PEITER, 2014).

De forma natural o K no solo advém dos processos de intemperismo e do material de formação do solo, apresentando quantidade considerável de K (PORTELA et al., 2019). Segundo Reza et al. (2014) o K está disponível no solo de quatro maneiras, podendo ser detectado como teor de K solúvel, trocável, não trocável e total. Ainda segundo os autores, fatores ambientais e de propriedades físico-químicas do solo influenciam na quantidade e distribuição das formas de K na profundidade e área do solo.

Contudo Xiong et al. (2023) descrevem que os fatores naturais muitas vezes não fornecem K suficiente para as plantas se desenvolverem em culturas de crescimento de rotação intensiva. Na forma monovalente o K^+ é absorvido pela planta e fica responsável pelo balanço iônico das células vegetais (KIMPARA, 2003), contudo é essa formação que pode ser facilmente lixiviada do solo e por isso necessita-se de reposição suplementar de K no solo (BILIAS et al., 2023).

A deficiência de K no solo é um fator prejudicial para os sistemas de cultivo globais, particularmente em regiões acidificadas (SONG et al., 2020). O K é um mineral sensível aos processos bioquímicos e biofísicos das plantas e suscetível às mudanças climáticas, principalmente em áreas de alta temperatura e precipitação pluviométrica (SHAO et al., 2022), necessitando de manejo de fertilidade para sua correção, entretanto estas práticas têm sido ignoradas nas últimas décadas (DAS et al., 2021).

2.3.10 Magnésio (Mg)

O elemento Mg pertence a classe dos macronutrientes, dentre os nove essenciais que as plantas necessitam em quantidades substanciais para seu crescimento e desenvolvimento saudável (CHAUDHRY et al., 2021). Apresentando relevância para as plantas no crescimento e desenvolvimento, bem como, também no rendimento e formação de qualidades ideais por meio dos processos fisiológicos das plantas (ALTARUGIO et al., 2017).

O Mg é um elemento químico que pode ser considerado móvel nos solos, e isso se dá devido às características químicas próprias, o que propicia também a sua lixiviação no solo (YANG et al., 2023a). Contudo Gerendás e Fühns (2013) destacam que a deficiência de Mg é um problema nos solos, principalmente solos agrícolas que apresentam acidez e de formação arenosa, pois os mesmos contêm características de baixo pH, possibilitando a lixiviação de Mg.

No Brasil os solos em sua maioria são pobres em Mg. A acidez do solo atua negativamente sobre o Mg, bem como a textura arenosa a qual empobrece a presença do elemento no solo (HAVLIN et al., 2014). Um dos fatores antrópicos que mais influenciam negativamente o Mg no solo é o manejo de adubação dos solos de maneira incorreta ou demasiada (CASTRO et al., 2020).

2.3.11 Manganês (Mn)

O Mn é considerado um dos micronutrientes mais abundantes no solo. Inúmeros estudos todos os anos são desenvolvidos com foco em Mn, parte disso se deve ao fato do mesmo ser um dos oxidantes e sorventes naturais mais fortes no ecossistema aquático e terrestre (POST, 1999). Quando presente pode vir a alterar o ciclo de nutrientes e matéria orgânica do solo, além de contaminantes no meio ambiente (VODYANITSKII et al., 2004).

A atividade antropogênica é grande responsável por elevar os níveis de Mn no solo, a fabricação de aço, ferro e ferroligas são as indústrias que mais emitem este poluente, seguida da queima de carvão, a gasolina e a incineração de resíduos, conseqüentemente grandes liberações causam impacto ao ecossistema causando impacto ao ecossistema como um todo (HERNDON; JIN; BRANTLEY, 2011). Segundo Kogelmann e Sharpe (2006) a grande disponibilidade de Mn no solo pode vir a causar a toxicidade das plantas.

O manganês geralmente precipita como óxidos pouco cristalinos e sensíveis ao redox nos solos, que podem mobilizar ou absorver fortemente contaminantes metálicos como Cr, Co e Ni (POST, 1999).

Precipita como óxidos pouco cristalinos e sensíveis à oxidação-redução (redox) dos solos, podendo os mesmo se mobilizar ou adsorver fortemente contaminantes metálicos, como por exemplo, o Cr (POST, 1999). A concentração de Mn comumente se eleva conforme a profundidade do perfil e ainda está correlacionada positivamente com o valor de pH do solo (QUEIROZ et al., 2021). Barber (1995) afirma que a acidificação do solo pode vir a induzir a

toxicidade de manganês, causando limitação no crescimento das plantas, destacando que a concentração de Mn^{2+} aumenta 100 vezes para cada unidade de diminuição no pH.

2.3.12 Sódio (Na)

Os efeitos da salinização levam à deterioração dos solos agrícolas e prejudicam a produção agrícola e afetam a segurança alimentar em todo o mundo (SALAMA et al., 2022). A agricultura extensiva, a aplicação de produtos químicos sintéticos, a urbanização, as práticas de irrigação descontroladas e entre outros são os principais fatores que desencadeiam a salinidade nas terras agrícolas (UPADHYAY e CHAUHAN, 2022; SAHU et al., 2023). Segundo Butcher et al. (2016) devido a crescente salinização dos solos até 2050 cerca de 50% das terras agrícolas aráveis estarão contaminadas com sal.

A salinização dos solos ocorre predominantemente em áreas tropicais de clima quente e seco e de baixo índice pluviométrico. Contudo o Na pode ser um fator limitante da agricultura, pois em altas dosagens torna-se tóxico à vegetação, normalmente solos intoxicados por Na encontram-se em regiões semiáridas e áridas como no Cerrado (NETO et al., 2012).

O Na no solo é um cátion trocável, ao lado de Ca, Mg e K, quando a porcentagem está mais elevada influencia na saturação das trocas ocupadas pelos demais (NETO et al., 2012). A proporção relativa de Na em relação aos demais elementos químicos implica na capacidade infiltração, na porosidade e a condutividade hidráulica do solo (DUAN et al., 2021).

2.3.13 Fósforo (P)

O P é um nutriente biogênico importante para a estruturação das membranas celulares das plantas, atuando no metabolismo das mesmas bem como no sequestro de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico, possuindo grande impacto na produtividade agrícola (TERRER et al., 2019; PALERMO et al., 2022). Origina-se no solo através da erosão das rochas e pode ter seus níveis de concentração alterados de acordo com as atividades antrópicas e os fatores ambientais que atuam sobre o desenvolvimento do solo (CUI et al., 2020).

O P total e o P disponível são essenciais para determinar o teor de P no solo. O P pode ser encontrado no solo de diversas maneiras, como P inorgânico (P_i) e P orgânico (P_o), conforme WANG et al. (2021), contudo as modificações das frações de P no solo derivam de vários fatores e representam a disponibilidade de P no solo (ZHOU et al., 2016). O P

disponível que é a fração que pode ser prontamente absorvida pelas plantas é influenciado pelo teor de água do solo, o teor de carbono do solo, o teor de nitrogênio, o teor de potássio, o tamanho do agregado do solo e pelas atividades humanas (HUANG et al., 2021).

A baixa presença de P no solo pode ocasionar a modificação da qualidade da matéria orgânica e do substrato (YANG et al., 2023b). No Brasil os solos predominantemente apresentam deficiências no teor de P, com teores médios em torno de 1,0 mg/kg (Mehlich 1) (MELO, 2003) e com a agricultura tão presente no país há uma crescente demanda de P por parte das plantas e vegetações, criando a necessidade de ofertar P de através de fertilizantes e reguladores do solo (REICHERT et al., 2022).

Devido o suprimento de P pelas plantas ser contínuo (SILVA; RAIJ, 1998), substâncias como adubo fosfatado solúvel foram desenvolvidos, além dos fosfatos naturais que também são utilizados para a regulação do P no solo (SCHONINGER; GATIBONI; ERNANI, 2013). Contudo, quando não há um entendimento completo de como o P pode afetar negativamente a produção de plantas isso pode limitar o seu desenvolvimento (HOU et al., 2020).

2.3.14 Enxofre (S)

O S é um elemento químico abundante na crosta terrestre, que participa de variados processos de oxidação-redução (redox), sendo que estes processos atuam no crescimento, desenvolvimento e metabolismo das plantas (DONG et al., 2024), influenciados por mudanças nas características físico-químicas do solo ou pela introdução de poluentes (SHEN et al., 2023).

O elemento S é um macronutriente e participa de diversos processos bioquímicos da planta fazendo parte de muitos compostos químicos, com isso atua diretamente na qualidade das plantações agrícolas bem como em seu crescimento, ainda atua como antibacteriano enriquecendo a composição e estruturação dos tecidos vegetais (ABDALLA et al., 2021). De acordo com Musculo et al. (2022), o S além de melhorar a produtividade agrícola, qualifica o valor nutritivo ofertado pelas culturas e assim favorecendo a procura comercial desses produtos.

Uma saída para a adequação do S no solo, bem como de outros elementos, é utilizar do fornecimento de nutrientes específicos através de fertilizantes e adubação orgânica (ELFERINK; SCHIERHORN, 2016). Ainda, o S mostra-se como a solução para problemas de esgotamento de fertilidade de solos e por isso merece ganhar mais atenção perante a

comunidade científica (ZENDA et al., 2021), visto que atualmente ainda são escassos os estudos sobre este elemento tão importante (JAMAL; MOON; ABDIN, 2010; ZENDA et al., 2021).

2.3.15 Zinco (Zn)

O Zn exerce uma função muito importante para o ser humano fisiologicamente e nutricionalmente, considerado um elemento essencial a imunidade celular e na síntese de proteínas e ácidos nucleicos. Contudo a sua deficiência causa perda de apetite e da função digestiva, retardo de crescimento, disfunção cerebral e redução da imunidade em humanos, especialmente em crianças pequenas (NIE et al., 2023).

Micronutriente essencial para as plantas presente em variados processos fisiológicos, atuando ainda como coadjuvante para várias enzimas, incluindo anidrase carbônica, fosfatases alcalinas, aldolases, carboxipeptidases, álcool desidrogenases, superóxido dismutases e transferência de elétrons na fotossíntese e na respiração (KAUR et al., 2024).

A deficiência de Zn em solos pode ser ocasionada por sua baixa disponibilidade devido à lixiviação, principalmente em solos arenosos de teores baixos de matéria orgânica e devido a aplicação de calcário e adubos fosfatados em grande quantidade nos solos (VALLADARES et al., 2009), afetando o crescimento e desenvolvimento das plantas, diminuindo o rendimento e qualidade das mesmas (CAKMAK; KUTMAN, 2018).

2.4 CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS BRASILEIROS

O solo brasileiro é classificado a partir de uma análise das características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas do perfil. Além do mais, aspectos ambientais externos também são observados no local do perfil, tais como clima, vegetação, relevo, material originário, condições hídricas, características externas ao solo e relações solo-paisagem (LEMOS; SANTOS, 1996).

A diversidade dos fatores de formação do solo repercute na grande variedade dos processos que irão originar os solos em nosso território. A classificação é organizada em seis níveis categóricos, sendo do primeiro ao quarto os mais importantes, pois podem ser classificados corretamente e nomeiam a ordem, subordem, grandes grupos e subgrupo. Já o quinto e o sexto nível categórico ainda se encontram em discussão (SANTOS et al., 2018).

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) apresenta 13 classes de solo, sendo elas: argissolos, cambissolos, chernossolos, espodossolos, gleissolos, latossolos, luvisolos, neossolos, nitossolos, planossolos, plintossolos, organossolos e vertissolos (SANTOS et al., 2018).

Os latossolos e argissolos compreendem aproximadamente 58 % do solo predominante no território brasileiro, seguindo dos neossolos que quando somados podem chegar a 70 %. Entretanto, solos como chernossolos, vertissolos e organossolos apresentam uma menor ocorrência no território nacional, porém não significa que não sejam importantes (SANTOS et al., 2011).

2.5 CONTAMINAÇÃO DO SOLO

Nos últimos anos pode-se observar um aumento em pesquisas que apresentam de maneira exata a identificação de contaminantes no solo e nas águas superficiais e subterrâneas o que faz crescer um alerta para a realização de mais estudos e o estabelecimento de intervenções para com os contaminantes, com o propósito de compreender seu comportamento com o meio ambiente (LIU et al., 2024). Segundo Hamid et al. (2019) aproximadamente $2,35 \times 10^{12}$ m² de terras agrícolas em todo o mundo foram contaminadas por metal, em sua maioria devido às atividades antrópicas.

A contaminação do solo está ligada ao transporte de contaminantes como agrotóxicos, que através de processos erosivos causados pela ação da água e dos ventos, bem como aplicação direta e/ou derramamento acidental, escoamento de superfícies de plantas ou de incorporação de materiais vegetais contaminados (PSZCZOLIŃSKA; MICHEL, 2016), pode ocasionar um problema ambiental causando danos à saúde humana e aos ecossistemas (FERNANDES et al., 2020a).

Além do mais, com o aumento de estudos acerca da temática, evidencia-se que a contaminação do solo por metais pesados é considerada, cada vez mais, como um grande problema ambiental (TOMCZYK et al., 2023), uma vez que eles apresentam níveis altos de toxicidade e bioacumulação no solo (BHUIYAN et al., 2021). Dentre fatores relacionados com a contaminação do solo por metais pesados destacam-se a atividade industrial, atividade agropecuária, atividade antrópica e fatores ambientais (ADIMALLA; QIAN; WANG, 2019).

Guo et al. (2023) relatam a importância da identificação de áreas contaminadas, o monitoramento e remediação, a fim de retardar a distribuição de contaminantes pelo solo, porém o mesmo destaca ainda que a amostragem de pontos de coleta de solo em escala

abrangente e em número significativo de áreas e profundidades é trabalhosa e cara para ser realizada.

2.6 CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES (CAE)

Contaminantes ambientais emergentes são um conjunto de substâncias químicas encontradas na natureza derivados de atividades humanas, cujos efeitos colaterais para o organismo humano, animal ou para o ecossistema ainda não são totalmente compreendidos (DULIO et al., 2018; MARTÍN-POZO et al., 2019). Diversos compostos químicos são considerados contaminantes emergentes, dentre eles fármacos, hormônios sintéticos, Substâncias Per e Polifluoradas (PFAS), micro plástico, agrotóxicos e outros com propriedades físico-químicas variadas (NGUYEN; BADUEL, 2023).

O surgimento de contaminantes emergentes está relacionado com a disponibilização desenfreada na natureza de substâncias químicas de origem natural ou antrópica estimuladas pelo exponencial crescimento industrial e comercial perante a população humana (DIAS, 2020). Existe uma busca para avanço do conhecimento científico acerca da temática, pois há preocupações tangendo a aparição dessas substâncias em diversos ecossistemas ambientais, sendo em corpos da água, sedimentos aquáticos e no solo, uma vez que a toxicidade e o seu potencial para se infiltrar no ambiente são desconhecidos totalmente, mas ao mesmo tempo sabe-se que são persistentes (SULTAN; ANIK; RAHMAN, 2024).

Sabe-se que os CAE estão relacionados com as atividades agrícolas, ora pelo uso de agrotóxicos, ora para aplicação de substratos e substâncias para a fertilização do solo, ameaçando gerar uma poluição do solo alterando sua funcionalidade e qualidade (MÜNDEL et al., 2022). Uma das principais fontes de contaminação do solo por poluentes emergentes é a irrigação com águas residuais tratadas (MEJÍAS et al., 2021), o solo contaminado é um risco para a saúde humana visto que há absorção desses poluentes pelas plantas e vegetações que compõem a nossa cadeia alimentar (LIU et al., 2020).

Nessa perspectiva, Yang et al. (2019) apontam que da mesma maneira que o uso desses contaminantes ambientais emergentes aumenta, suas concentrações nos ecossistemas aumentam. Consequentemente há uma tendência de crescimento concomitante de pesquisas e dados referentes aos seus efeitos tóxicos para os seres vivos e danos para os ecossistemas, bem como meios de mitigar a sua inserção no meio ambiente e desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento (LI et al., 2022).

2.7 AGROTÓXICOS

Agrotóxicos são substâncias químicas, naturais ou sintéticas usadas com o propósito de banir pragas (ácaros, bactérias, ervas daninhas, fungos, insetos, roedores, entre outros) que sejam indesejáveis ou até mesmo prejudiciais para a agricultura e pecuária, definição está usada em diversas áreas de investigação, inclusive na área ambiental (RIBEIRO et al., 2008). Podendo ser classificados de acordo com sua origem, grupo químico, impacto social e ambiental e/ou finalidade (FLORIDO, 2021).

A classificação por finalidade diz respeito ao alvo de combate do agrotóxico, sendo os mais utilizados: inseticidas, fungicidas e herbicidas. Os inseticidas são produtos tóxicos que visam eliminar insetos, em seus diversos estágios de amadurecimento (TEIXEIRA et al., 2022). Já os fungicidas atuam sobre os fungos, podendo ser de alta toxicidade quando são de origem sintética (MARCIANO et al., 2024). Herbicidas são os agrotóxicos, classificados por finalidade, que possuem maior uso mundialmente (FLORIDO, 2021), eles atuam na eliminação de plantas indesejadas ou invasoras, conhecidas como ervas daninha, que diminuam o rendimento das safras e qualidade do solo bem como do plantio (MAILLOT; VIOIX; COLBACH, 2023).

A aplicação de agrotóxicos na agricultura tem por princípio controlar ou eliminar ervas daninhas, insetos e/ou microrganismos, podendo seu contato com o solo ser de forma direta ou indiretamente. As características do solo como a umidade, pH, textura e o teor de matéria orgânica podem influenciar na adsorção dos CAE, bem como, na concentração que pode vir a apresentar no solo, a atuação que o agrotóxico vai ter no solo está diretamente ligada a adsorção/dessorção, transformação e transporte (KEMMERICH et al., 2015).

Entretanto, apesar dos benefícios trazidos pelos agrotóxicos, eles também são apontados como poluentes ambientais. Segundo Sabik; Jeanot; Roundeau, (2000) alguns estudos indicam que menos de 1% dos pesticidas acabam por atingir a sua finalidade, que é a eliminação de pragas e os outros 99% se transformam em elementos químicos, podendo estes causar danos à saúde humana e ao meio ambiente.

Estudo realizado por Didoné et al. (2021) relatam que pesquisas relacionadas com produtos químicos (agrotóxicos/pesticidas) é muito relevante porque estes possuem alto risco de contaminação de corpos d'água em nosso país. Ainda, segundo estes autores alguns agrotóxicos já foram detectados em sedimentos, por exemplo, e sua detecção pode estar relacionada a vários fatores, incluindo a magnitude do evento de precipitação pluviométrica, período de aplicação dos compostos ou o transporte de sedimentos em suspensão.

De acordo com Santos et al. (2020) o transporte de agrotóxicos é exacerbado quando o solo possui escassez de cobertura por vegetação. Didoné et al. (2021) enfatizam que mais estudos detalhados são necessários para estabelecer diretrizes técnicas para limitar ainda mais os níveis de resíduos de agrotóxicos encontrados no meio ambiente a fim de conservar o solo e recursos hídricos.

2.8 LEGISLAÇÕES BRASILEIRAS APLICADAS A CONTAMINAÇÃO DO SOLO

A poluição ambiental e as alterações climáticas de esfera global têm causado preocupação e se tornaram desafios complexos para com as governanças, o que levou a economia global a incentivar o desenvolvimento verde e amigo do ambiente, tornando-a uma importante questão política internacional (LIAO et al., 2023). De acordo com Kassie (2024) a elaboração de políticas ambientais como forma de mitigar os impactos antropogênicos é uma das soluções plausíveis, porém depende da cooperação entre as partes interessadas.

Conforme Batista e Marco Júnior (2023) o Brasil segue uma tendência mundial de racionalização das reformas políticas, e tendem a reformas orientadas para a simplificação (BARBOSA; ALVES; GRELE, 2021), o que pode levar a redução da eficiência da avaliação de impactos ambientais. Contudo a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) tem como objetivo geral a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, assegurando condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade e vida humana (BRASIL, 1981).

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 420 de 28 de dezembro de 2009, dispõe sobre critérios e valores norteadores da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para a gestão ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias devido a atividades antrópicas, com a finalidade de preservar a qualidade do solo e evitar a contaminação por agrotóxicos (BRASIL, 2009).

A portaria da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), nº 85 de 2014, dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Rio Grande do Sul. (RIO GRANDE DO SUL, 2014).

2.9 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A definição de Uso e Ocupação de solo pode ser compreendida de maneira que a primeira se refere à forma a qual o homem utiliza o solo e seus recursos, enquanto a ocupação do solo refere-se às classificações e identificação das matérias físicas e recursos existentes na superfície do solo, sem a atuação humana sobre si (MEYER; TURNER, 1995), ou seja, o uso do solo remete-se a ação humana sobre a ocupação do solo.

Conforme Winkler et al. (2021) cerca de 43 milhões de km² da superfície terrestre sofreu alteração no uso e ocupação do solo, o que representa um terço da superfície terrestre do planeta, áreas de vegetação nativa foram convertidas em áreas geridas pelo homem, em um espaço de tempo corresponde aos anos de 1960 a 2019. A mudança na cobertura do solo é causada basicamente pelo crescimento populacional, expansão das terras agrícolas, exploração madeireira, mineração, incêndios florestais e políticas ecológicas desfavoráveis (OSMAN, 2024).

O Brasil vem de um crescimento populacional acelerado e depende essencialmente da economia agrícola, o que ocasiona variadas alterações no uso e ocupação do solo, segundo dados desde 1990 perdas significativas de áreas naturais para áreas agrícolas vêm sendo registradas (SANTOS; NAVAL, 2022). O Cadastro Ambiental Rural (CAR) possibilitou o mapeamento do uso e ocupação das terras brasileiras, tornando possível a quantificação das áreas de proteção, preservação e demais usos e ocupação do solo (EMBRAPA TERRITORIAL, 2020).

A agricultura é imprescindível para as civilizações, entretanto a mesma esta susceptível á fatores diversos como o crescimento populacional acelerado das ultimas décadas e a alterações climáticas, que por muitas vezes podem ser extremas influenciando na produtividade agrícola, levando a busca de uma agricultura sustentável para a proteção do meio ambiente, bem como também para a segurança alimentar da população (HEMATHILAKE; GUNATHILAKE, 2022).

O uso do solo no Brasil está diretamente ligado à atividade agropecuária, uma vez que o país é destaque mundial no setor primário da economia e é responsável por alimentar cerca de 10% da população mundial (CONTINI; ARAGÃO, 2021). Segundo o último Censo Agropecuário realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no estado do Rio Grande do Sul 21,7 milhões de hectares é a área ocupada pela atividade agropecuária sendo cerca de 42 % desses ocupados por pastagens, 36 % por lavouras e 16 % por matas e florestas (IBGE, 2020).

A atividade agropecuária no Brasil tem causado as mais diversas alterações ambientais, decorrentes de uma transição de áreas preservadas para áreas agora

agricultáveis/cultivadas e que estas foram seguidamente degradadas devido a algumas práticas de manejo. A priorização de novas práticas de manejo de forma sustentável e viável deve ser priorizada e implantada para evitar problemas ambientais e socioeconômicos futuramente (PEREIRA; ROCHA; MENGUE, 2019).

Entretanto ainda que mudanças sustentáveis sejam aplicadas ao uso do solo agrícola é inegável que essas mudanças acarretam em um aumento no uso de fertilizantes e agrotóxicos, além do mais o consumo de água agrícola, a vegetação acima do solo e as práticas de gestão associadas influenciam de forma negativa nas propriedades físico-químicas, diversidade microbiana do solo (WANG et al., 2020) e nutrientes, podendo ter efeitos significativos e duradouros, sendo que o ecossistema do solo é altamente sensível a fatores ambientais, (LACERDA-JÚNIOR et al., 2019).

2.9.1 Campo nativo

Mudanças no uso e ocupação da terra têm sido registradas a todo o momento por todo o mundo, não sendo o Brasil uma exceção, causando impactos significativos nos ecossistemas de forma local ou até mesmo global impactando nas emissões de gases de efeito estufa, fertilidade do solo, biodiversidade, recursos hídricos e clima (CABALLERO; RUHOFF; BIGGS, 2022). O Brasil é o quinto país em área territorial, propiciando a ecossistemas distintos e há uma das maiores biodiversidades do planeta (Myers et al., 2000).

O Brasil é um país rico em biodiversidade o que contribuiu para a formação seis biomas terrestres de características distintas em vegetação e fauna, que vão desde florestas tropicais a pastagens, sendo eles, Amazônia, Cerrado, Pampa, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica (Figura 1) que estão distribuídos por toda extensão de seu território, que influenciam em ciclos regionais e globais de carbono, energia e hidrológicos (CABALLERO et al., 2023).

De acordo com Gonçalves et al. (2012) a parte mais ao sul do Estado do Rio Grande do Sul compreende o Bioma Pampa (Campos Sulinos) que tem por característica campo nativo apresentando grande diversidade de plantas gramíneas e leguminosas de valor forrageiro. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o bioma pode ser definido como um conjunto da vida animal com vida vegetal que corresponde à união da diversidade de fauna e flora que se aproximam há nível regional devido a condições climáticas e geológicas (IBGE, 2020).

Figura 1 – Mapa de abrangência dos biomas brasileiros.



Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020.

Sendo o menor em extensão territorial e restrito ao RS, o bioma pampa é um conjunto de pastagens temperadas e gramíneas com importante destaque na produção alimentícia na América do Sul sendo usada como pastagem natural para a atividade agropecuarista do estado (OLIVEIRA, 2021). Apesar de sua grande importância ambiental, o Pampa é o bioma brasileiro menos protegido e ainda não foi completamente retratado pela ciência (LIMA; CROUZEILLES; VIEIRA, 2020; DICK, 2021) e devido à atividade agrícola no entorno desta região há grande risco de perda da fauna e flora local.

De acordo com o Sistema Nacional de Conservação da Natureza existem 48 Unidades de Conservação (UC) do bioma pampa que abrangem apenas 3,03 % da área de todo o território pampeiro (BRASIL, [s. d.]). A atividade econômica está por traz de diversos conflitos socioambientais em que as necessidades conservacionistas esbarram na necessidade de exploração dos recursos ambientais (FERNANDES et al., 2020b). Ainda a má gestão dos recursos naturais das UCs deriva da falta de manutenção de políticas ambientais efetivas no Brasil bem como de um controle maior sobre os processos de produção agropecuária no país (DICK, 2021; OLIVEIRA, 2021).

2.9.2 Arroz irrigado

Para o cultivo do arroz existem duas técnicas predominantes no Brasil: sistema de arroz irrigado e sistema de arroz sequeiro (ROLÃO et al., 2018). O arroz sequeiro é cultivado com terra seca e possui baixo custo de investimento inicial, contudo possui baixa qualidade de produção, gerando diminuição de sua comercialização (COLOMBO; MAGAGNIN JÚNIOR, 2015). Condição esta que leva o sistema de arroz irrigado ser o mais utilizado na agropecuária brasileira (RODRIGUES, 2021), utilizando-se da submersão do solo para o plantio e cultivo do arroz, obtendo resultados da produção com maior qualidade (MAGALHAES JÚNIOR; GOMES; SANTOS, 2004).

Segundo Awika (2011) o arroz (*Oryza sativa L.*) pode ser tido como uma cultura base para todo o mundo, representando uma parcela importante na ingestão calórica (21 %) humana média de elementos. O grão de arroz possui elementos nutricionais de extrema importância para o desenvolvimento humano como proteínas, carboidratos, lipídios, fibras, vitaminas e minerais (WALTER; MARCHEZAN; AVILA, 2008; VERDI et al., 2020). Seu potencial nutricional o faz ser um componente essencial da alimentação básica de grande parte da população mundial, sendo o continente Asiático o principal produtor e consumidor desse produto (NERY; CELLA, 2022).

Na América do Sul o arroz representa um dos alimentos básicos no prato da população e devido à demanda de consumo deste alimento o Brasil teve o início da expansão por novas áreas agrícolas, em meados dos anos 2000, tornando-o atualmente uma das commodities nas produzidas (PINTO et al., 2023), com 92 % da produção advinda de agrossistemas irrigados de várzea (CONAB, 2022). As práticas de gestão aplicadas nas áreas de cultivo variam, entretanto, a mais empregada é a de inundações contínuas, contudo, a mesma pode vir a ocasionar perda de produtividade e/ou utilização excessiva dos recursos naturais (PINTO et al., 2023).

O Brasil contempla as maiores áreas de cultivo nas terras baixas subtropicais do sul do país, abrangendo 70 % da produção nacional (ANA, 2020). Segundo Tajero e Cantarelli (2020) no Estado do Rio Grande do Sul 60% das áreas de várzea são utilizadas na produção de arroz irrigado, fato está atribuído também à classe de solo pertencente aos Planossolos háplicos eutróficos típicos, que tem por característica a alta fertilidade, permeabilidade moderada e baixa concentração de matéria orgânica.

2.9.3 Culturas anuais

Culturas de ciclo curto ou cultural anuais são determinadas pelo seu ciclo produtivo que dura somente até um ano e após sua colheita o preparo do solo e todas as etapas do manejo devem ser realizadas novamente (GONÇALVES, 2007). Elas são responsáveis por ocupar cerca de 97 % da área destinada a lavouras no estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2020).

O Brasil é uma grande referência mundial no setor de produção agrícola. Soja, trigo, milho, arroz são algumas das culturas anuais produzidas no Brasil que ocupa a quarta posição no ranking mundial de produção de grãos e segundo em exportação dos mesmos (EMBRAPA, 2022).

De acordo com o Atlas socioeconômico do Rio Grande do Sul, em um cenário nacional o estado do RS possui grande destaque em produção de grãos, sendo o quarto maior produtor de soja no país, o que mais cultiva e exporta arroz e ainda o sétimo maior produtor de milho do Brasil. Contudo as culturas anuais são de extrema importância para a economia do nacional, uma vez que representam um dos principais produtos de exportação e servem como fonte de renda para milhões de pessoas (BRASIL, 2024).

A produção de soja no Brasil vem apresentando uma crescente nos últimos anos, fator este que está ligado ao aumento na produção de animais devido à alta demanda de consumo de carne, o que leva a uma maior demanda por farelo de soja usada na alimentação dos animais. Contudo, ainda um maior crescimento é possível com a continuidade de avanços tecnológicos para aumentar a produtividade e reduzir as restrições climáticas (FLACH et al., 2021).

A produção de milho no Brasil desde a década de 1980 vem apresentando transformações positivas, principalmente na região sul do país ligado ao cultivo no período de inverno, que proporciona uma safra alternativa (safrinha), proporcionando mais uma alternativa de cultivo e renda aos agricultores e contribuindo na produção nacional (SOUZA; SILVEIRA; BALLINI, 2023).

A produção de trigo (*Triticum aestivum L.*) é essencial para garantir a segurança alimentar da população, sobretudo importante fonte de proteína vegetal na alimentação (CHEN, 2020), cultivado em mais de 124 países (EWAID; ABED; AL-ANSARI, 2020). Entretanto embora possua alta adaptação a diferentes climas, nem todos os países produzem em escala suficiente para sua demanda interna havendo a necessidade de sua importação. O Brasil é um dos países que exporta uma parcela da sua produção, abrangendo cerca de 10 % da população mundial (EMBRAPA, 2021).

3 CAPÍTULO 1 – Manuscrito 1

*Será submetido ao Periódico - International Soil
and Water Conservation Reserch*

Avaliação físico-química do solo ao entorno de poços profundos de água de consumo humano

Soil physical-chemical assessment surrounding deep water wells for human consumption

Kéli Hofstätter^a, Giulia Pietra Paim do Rosario^a, Diane Rita Rupp^a, Clóvis Orlando da Ros^b, Enio Marchesan^c, Marcos Toebe^b, Vanderlei Rodrigues da Silva^b, Lucindo Somavilla^b, Marcela de Melo Torchelsen^b, André Carlos Cruz Copetti^d, Jaqueline Ineu Golombieski^{a*}

^a Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Linha Sete de Setembro, s/n, BR 386, Km 40, Frederico Westphalen 98400-000, RS, Brasil

^b Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais, UFSM, Frederico Westphalen 98400-000, RS, Brasil

^c Departamento de Fitotecnia, UFSM, Avenida Roraima 1000, Bairro Camobi Santa Maria, RS, 97105-900, Brasil

^d Universidade Federal do Pampa, UNIPAMPA, Aloísio Barros Macedo, s/n, BR 290, Km 243, São Gabriel, RS, 97300-970, Brasil

*Autora correspondente Dra Jaqueline Ineu Golombieski

Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Linha Sete de Setembro, s/n, BR 386, Km 40, Frederico Westphalen, RS, 98400-000, Brasil

E-mail: jaqueline.golombieski@ufsm.br

Telefone: +55 55 3744-0759

RESUMO

O compartimento ambiental solo é um dos habitats mais consistentes e com a maior biodiversidade global. As atividades antrópicas mediante os usos e ocupação do solo influenciam nas propriedades físico-químicas do solo, em caso de uso e ocupação inadequado podem contribuir para a degradação da qualidade e interferindo na produtividade agrícola deste. Esse trabalho teve por objetivo realizar uma avaliação das propriedades físico-químicas do solo sob diferentes usos e ocupação ao entrono de poços profundos de água de consumo humano. O estudo abrangeu vinte e uma propriedades rurais particulares com uma campanha amostral de coleta de amostras de solo sob diferentes usos e ocupação: campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais (milho/soja/trigo). As propriedades físico-químicas do solo apresentaram valores significativamente superiores para o uso e ocupação de culturas anuais. A análise de Componentes Principais segregou de maneira evidente as propriedades físico-químicas do solo em relação aos diferentes usos e ocupação, indicando respostas distintas, especialmente aqueles associados a arroz irrigado e culturas anuais. Os resultados das análises dos elementos químicos foram comparados com as legislações vigentes. Como resultados obtidos para os elementos químicos Cu e Zn apresentaram teores que estão de acordo com estabelecido pelas legislações. Cd, Co e Cr apresentaram teores em desacordo com as legislações. Os elementos Al, B, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P e S não são contemplados pelas legislações vigentes. Contudo, pode-se observar que os maiores valores médios destes elementos químicos analisados se encontravam nos usos e ocupação de arroz irrigado e culturas anuais. Por fim, pode-se concluir que as propriedades físico-químicas do solo foram influenciadas pelos usos e ocupação do solo devido às atividades antrópicas e apresentando discrepâncias em relação às legislações vigentes, enfatizando a importância de um manejo sustentável e correto para a preservação da qualidade do solo e a segurança alimentar.

PALAVRAS-CHAVE: Atividade antrópica; Elementos químicos; Qualidade do solo; Produtividade agrícola

ABSTRACT

The soil environmental compartment is one of the most consistent habitats with the greatest global biodiversity. Anthropogenic activities through land use and occupation influence the physical-chemical properties of the soil, in case of inappropriate use and occupation they can contribute to the manipulation of quality and interfere with its agricultural productivity. This work aimed to carry out an assessment of the physical-chemical properties of the soil under different uses and occupation around deep water wells for human consumption. The study covered twenty-one private rural properties with a sampling campaign to collect soil samples under different uses and occupation: native field, irrigated rice and annual crops (corn/soy/wheat). The physical-chemical properties of the soil obtained significantly higher values for the use and occupation of annual crops. The analysis of the Main Components clearly segregated the physical-chemical properties of the soil in relation to different uses and occupation, reducing distinct responses, especially those associated with irrigated rice and annual crops. The results of the analyzes of chemical elements were compared with current legislation. The results obtained for the chemical elements Cu and Zn presented levels that are in accordance with those established by legislation. Cd, Co and Cr presented levels that did not comply with legislation. The elements Al, B, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P and S are not covered by current legislation. However, it can be observed that the highest average values of these chemical elements analyzed were found in the uses and occupation of irrigated rice and annual crops. Finally, it can be concluded that the physical-chemical properties of the soil were influenced by land use and occupation due to human activities and presenting discrepancies in relation to current legislation, emphasizing the importance of sustainable and correct management for the preservation of quality. soil and food security.

KEYWORDS: Anthropogenic activity; Chemical elements; Soil quality; Agricultural productivity

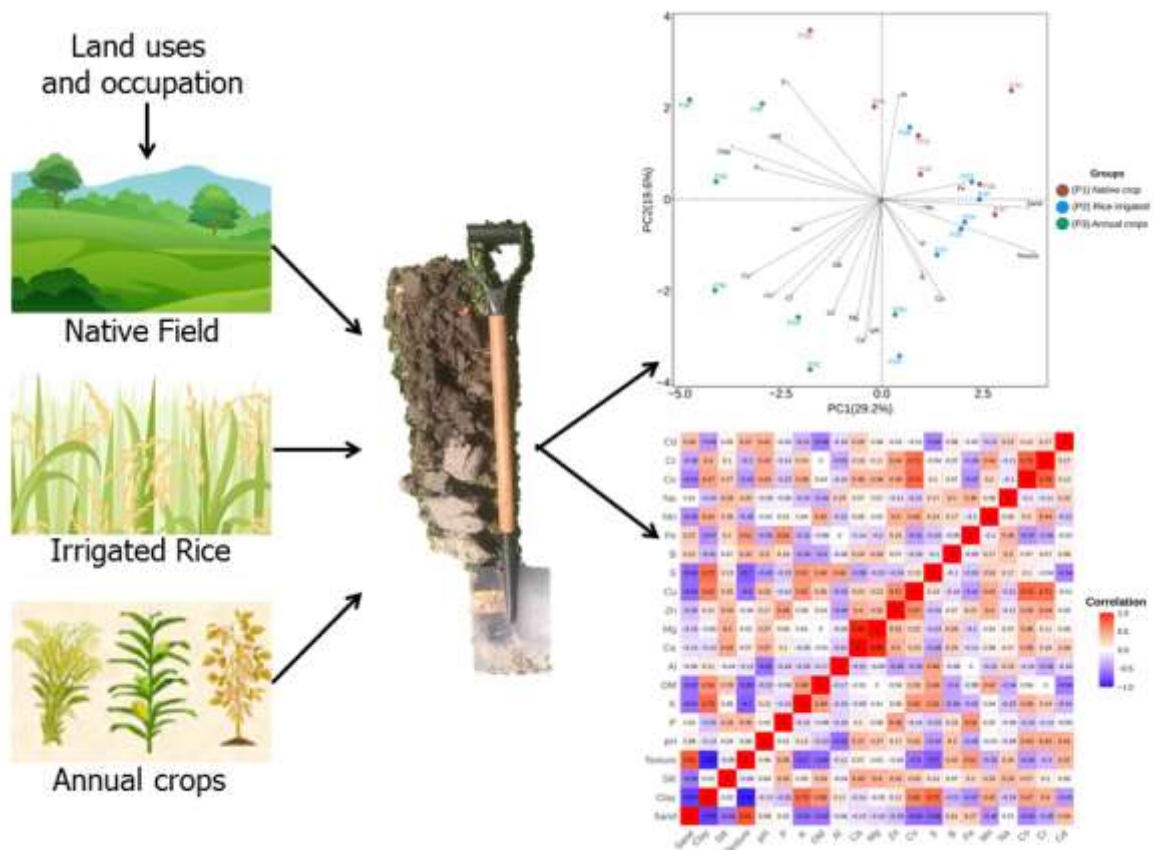
DESTAQUE (HIGHLIGHTS)

As propriedades físico-químicas do solo são influenciadas pelo uso e ocupação do solo.

A ação antropogênica é o principal fator na alteração das variáveis do solo.

Os metais pesados detectados no solo causam preocupação quanto à qualidade do solo.

RESUMO GRÁFICO (GRAPHICAL ABSTRACT)



1 INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural não renovável, fundamental para com a interação entre a litosfera, a hidrosfera, a biosfera e a atmosfera na superfície terrestre, interagindo diretamente com toda a fauna e a flora do planeta, de modo que alterações perturbam o habitat de plantas, insetos e microrganismos (Li *et al.*, 2021). Nos últimos anos a urbanização e as atividades antrópicas têm causado uma grande mudança no uso e ocupação do solo, acarretando na mudança das paisagens naturais urbanas e rurais, bem como nos ecossistemas naturais (Sun *et al.*, 2020).

A alteração no uso e ocupação do solo se faz necessária para melhorar a produção agrícola e por fim encarregar-se da alta demanda de alimentos por todo o mundo (Nabi., *et al* 2022). Entretanto, os diferentes usos e ocupação humana causam modificações na cobertura vegetal do mesmo e interferem diretamente na infiltração do solo, alterando as propriedades físico-químicas e a evapotranspiração (Liao *et al.*, 2021). A qualidade do solo pode ser apontada como referência na qualidade ambiental do ecossistema terrestre, com ênfase para a saúde do solo, qualidade deste e equilíbrio do ecossistema (Yin *et al.*, 2023).

Os solos agrícolas cultivados passam por significativas alterações principalmente nas camadas superficial e subsuperficial (Li *et al.*, 2019). Segundo Meena e Rao (2021) há transformações consideráveis das práticas agrícolas e a alteração de áreas preservadas para novos usos e ocupação do solo, contribuem para a degradação da qualidade, bem como podem vir a diminuir a produtividade das culturas agrícolas. Portanto, torna-se indispensável a compreensão das propriedades físico-químicas naturais e já alteradas do solo, que são pertinentes para o desempenho das plantas e que contribuem para melhorar o manejo e práticas dos locais agrícolas (Mclachlan *et al.*, 2022).

A degradação do solo resulta de um processo natural ou da ação, acarretando a diminuição da produtividade agrícola e/ou perda das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Wang *et al.*, 2023). Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e os metais pesados retratam a maior ameaça ambiental entre os poluentes detectados no solo (Haque *et al.*, 2022), sendo o segundo grupo considerado os mais comuns e relevantes nesta matriz ambiental (Wu *et al.*, 2021).

Os metais pesados encontrados no solo advêm de duas fontes principais, sendo a primeira de forma natural e a segunda de forma antrópica (Lal *et al.*, 2021), com ênfase para o recorrente uso de agrotóxicos e fertilizantes nas produções agrícolas (Guo *et al.*, 2018). Iqbal *et al.* (2023) destacam que a presença de metais pesados no solo diminui a qualidade do

mesmo e afeta as culturas agrícolas, além de apresentarem potencial para acumular-se nestas, de modo a propiciar a ingestão pelo ser humano através da cadeia alimentar (Ali *et al.*, 2020).

A fim de mitigar os impactos causados pela atividade antrópica e preservar a qualidade do solo, a elaboração de legislações tornou-se uma das soluções mais eficientes e adotadas pelas governanças de todo o mundo. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da resolução nº 420/2009, dispõe critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por tais compostos em decorrência de atividades antrópicas (Brasil, 2009). Contudo, o Estado do Rio Grande do Sul através da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) nº 85/2014, legisla sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014).

Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo realizar uma avaliação das propriedades físico-químicas do solo em diferentes usos e ocupação ao entorno de poços profundos de consumo humano de água, a fim de verificar a qualidade dos solos e realizar a comparação dos resultados com as legislações vigentes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

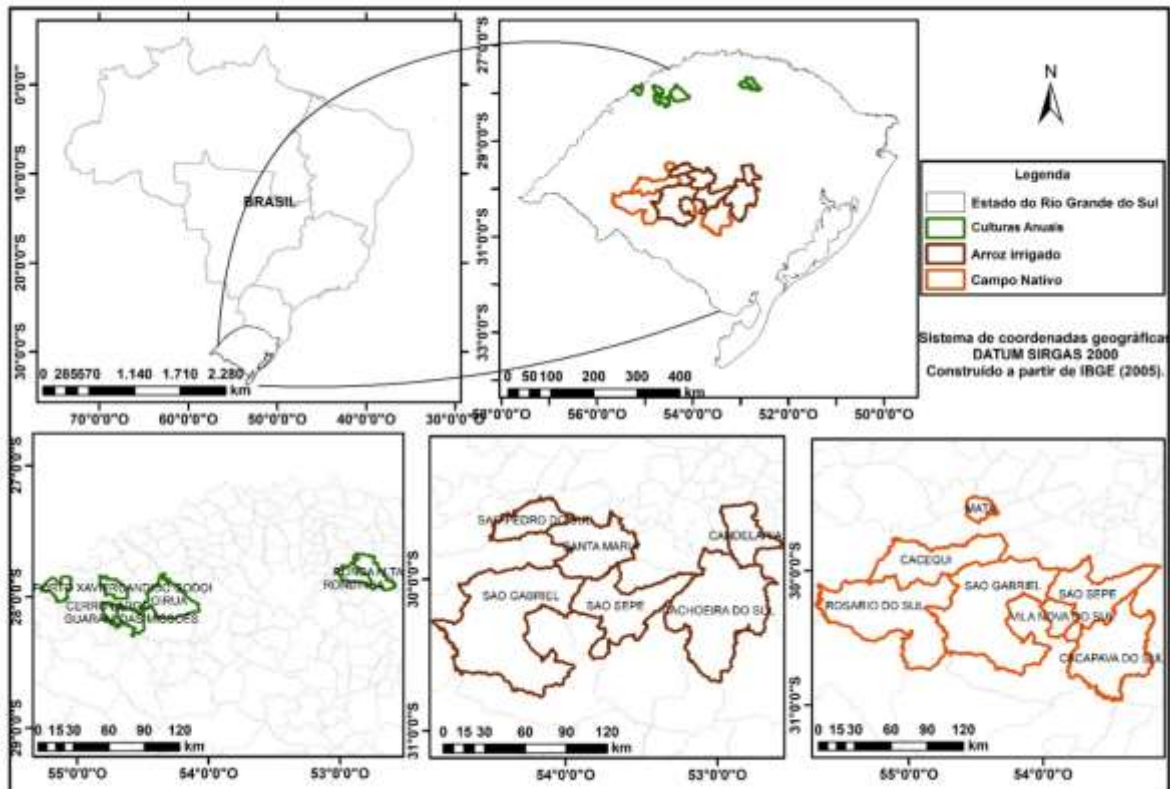
2.1 ÁREA DE ESTUDO

Para este estudo a área contemplada apreciou dezoito municípios situados no Estado do Rio Grande do Sul (Brasil) e abrangendo vinte e uma propriedades rurais privadas que encontravam-se em três diferentes usos e ocupação do solo, sendo eles: campo nativo (P1), arroz irrigado (P2) e culturas anuais (milho, soja e trigo) (P3), com sete repetições ($n = 7$) (propriedades rurais) para cada uso e ocupação.

Os pontos amostrais para o uso e ocupação de solo de campo nativo estão localizados nos municípios de São Gabriel (P1A), Cacequi (P1B), Rosário do Sul (P1C), São Sepé (P1D), Vila Nova do Sul (P1E), Caçapava do Sul (P1F) e Mata (P1G); arroz irrigado em: São Gabriel (P2A), São Sepé (P2B), Cachoeira do Sul (P2C), Candelária (P2D), Santa Maria (duas propriedades rurais (P2E e P2F)) e São Pedro do Sul (P2G) e para as culturas anuais: Porto Xavier (P3A), Cândido Godói (P3B), Cerro Largo (P3C), Guarani das Missões (P3D), Giruá (P3E), Ronda Alta (P3F) e Rondinha (P3G) (Figura 1).

Os solos encontrados no presente estudo foram classificados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) em: argissolo (P1B e P1C), chernossolo (P3B e P3C), latossolo (P3D, P3E, P3F e P3G), luvisso (P1E), neossolo (P1D, P1F e P3A) e planossolo (P1A, P1G, P2A, P2B, P2C, P2D, P2E, P2F e P2G) (Santos *et al.*, 2018).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo e distribuição dos pontos amostrais.



2.2 COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO

A coleta de solo foi realizada no período de outubro e novembro de 2021 (campanha amostral 1) nas repetições e a amostragem ocorreu a uma distância de aproximadamente 1 m dos poços profundos de água de consumo humano. Estes foram coletados a uma profundidade de 0,3 m com o auxílio de uma pá de corte e um trado holandês, em que as ferramentas utilizadas foram desinfetadas após a realização de cada amostragem para evitar a contaminação cruzada das amostras de solo. O solo coletado foi armazenado em sacos plásticos e transportados a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *Campus* de Frederico Westphalen, onde foram realizadas análises químicas para os elementos químicos:

Cádmio (Cd), Cobalto (Co) e Cromo (Cr), seguindo a metodologia da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), método 3050B (Usepa, 1998b).

Uma parcela da amostragem de solo foi encaminhada à UFSM *Campus* de Santa Maria para a realização de análises físico-químicas adicionais. A análise física para determinação da textura do solo foi realizada seguindo o método de Tedesco *et al.* (1995), a granulometria, referentes às porções de areia, argila e silte do solo foram realizadas conforme o método de Vettori (1969). Já as análises químicas realizadas para a determinação da matéria orgânica (M.O.) e pH H₂O (1:1), bem como para os compostos químicos de Alumínio (Al), Boro (B), Cálcio (Ca), Cobre (Cu), Enxofre (S), Ferro (Fe), Fósforo (P), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Potássio (K), Sódio (Na) e Zinco (Zn), seguiram a metodologia de Tedesco *et al.* (1995).

2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A homogeneidade de variâncias entre os usos e ocupação do solo foi realizada pelo teste de Levene, no qual as comparações entre as variáveis físico-químicas por análise de variância (ANOVA) unidirecional e posteriormente Teste de Tukey. O nível mínimo de significância considerado foi $P < 0,05$. Os dados foram expressos como média \pm erro e utilizando o software STATISTICA 7.0.

Para investigar a influência dos diferentes usos e ocupação sobre as variáveis físico-químicas do solo (21 amostras) foi aplicada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando a função ‘prcomp’ do pacote *Factoextra* (Kassambara e Mundt, 2020). Especificamente, esta abordagem foi adotada para identificar disparidades nas propriedades do solo associadas aos distintos tipos de uso e ocupação deste. Adicionalmente, foi quantificada uma matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas do solo, através do cálculo dos coeficientes de correlação de Pearson (r). A visualização desta matriz de correlação foi realizada por meio do pacote *Ggcorrplot* (Kassambara, 2022). Todas as análises foram conduzidas no ambiente estatístico R (R Core Team, 2021).

3 RESULTADOS

3.1 COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO

Na avaliação das variáveis físicas do solo, no uso e ocupação de culturas anuais (P3) foram obtidos valores médios significativamente inferiores aos demais para os teores de

textura e areia, de forma inversa a argila e M.O. (significativamente superior nestes usos) (Tabela 1). Na análise das variáveis físicas não houve diferença significativa entre os três tipos de uso e ocupação do solo para pH e os elementos químicos Al, B, Ca, Cd, Fe, Mg, Mn, P, S e Zn ($P < 0,05$). Para Co, Cr, Cu e K o P3 obteve valores médios significativamente superiores em relação aos demais usos e ocupação do solo.

Tabela 1- Média \pm erro das variáveis físico-química do solo para os diferentes usos e ocupação do solo

Variáveis do solo	Campo Nativo	Arroz Irrigado	Culturas Anuais
Textura	3,14 \pm 0,40a	3,57 \pm 0,20a	2,00 \pm 0,49b
Areia (%)	55,76 \pm 9,51a	50,75 \pm 5,08a	19,95 \pm 4,82b
Argila (%)	20,43 \pm 6,93b	14,98 \pm 1,52b	44,06 \pm 6,85a
Silte (%)	23,81 \pm 6,18a	34,27 \pm 4,32a	36,00 \pm 3,28a
M.O. (%)	1,80 \pm 0,31ab	1,16 \pm 0,13b	2,03 \pm 0,22a
pH	4,93 \pm 0,19a	5,26 \pm 0,25a	5,40 \pm 0,17a
Al (mg/kg)	83,62 \pm 37,40a	69,25 \pm 35,19a	17,14 \pm 6,77a
B (mg/kg)	1,04 \pm 0,15a	1,43 \pm 0,09a	1,22 \pm 0,13a
Ca (mg/kg)	890,12 \pm 159,64a	1554,31 \pm 433,02a	1715,85 \pm 437,47a
Cd (mg/kg)	2,08 \pm 0,44a	3,00 \pm 0,49a	1,90 \pm 0,41a
Co (mg/kg)	13,04 \pm 4,81b	29,36 \pm 10,39b	69,66 \pm 11,86a
Cr (mg/kg)	28,50 \pm 5,12b	33,03 \pm 4,39b	56,82 \pm 8,87a
Cu (mg/kg)	1,26 \pm 0,21b	2,06 \pm 0,49b	12,08 \pm 2,28a
Fe (mg/kg)	325,11 \pm 57,58a	383,70 \pm 87,20a	169,33 \pm 20,26a
K (mg/kg)	90,72 \pm 24,80b	89,87 \pm 21,98b	286,65 \pm 80,97a
Mg (mg/kg)	187,12 \pm 39,87a	310,02 \pm 101,45a	419,71 \pm 126,19a
Mn (mg/kg)	37,75 \pm 10,09a	49,10 \pm 17,24a	124,23 \pm 43,72a
Na (mg/kg)	8,04 \pm 4,43a	31,67 \pm 14,61a	5,67 \pm 2,47a
P (mg/kg)	12,71 \pm 4,59a	55,59 \pm 27,87a	31,43 \pm 14,62a
S (mg/kg)	24,76 \pm 4,63a	22,26 \pm 6,65a	32,09 \pm 7,07a
Zn (mg/kg)	2,22 \pm 0,47a	5,51 \pm 1,71a	8,07 \pm 2,28a

Médias seguidas pela mesma letra minúscula (na linha) não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey para amostras independentes a 5% de probabilidade de erro ($P < 0,05$).

3.2 ANÁLISE MULTIVARIADA

A Análise de Componentes Principais (PCA) segregou de maneira evidente os atributos do solo em relação aos diferentes usos e ocupação. Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 48,8 % da variabilidade na relação entre as variáveis físico-químicas e os usos e ocupações do solo (Figura 2), indicando que estas apresentam respostas distintas em relação

ao uso e ocupação, especialmente aqueles associados a P2 (arroz irrigado) e P3 (culturas anuais).

O primeiro eixo de análise (PC1) explicou 29,2 % das variações nos dados e desempenhou um papel crucial na segregação de amostras relacionadas a culturas anuais (P3) em relação às de campo nativo (P1) e arroz irrigado (P2). As variáveis físico-químicas de textura e areia apresentaram as maiores contribuições para o gradiente positivo de variação no primeiro eixo da PCA, representado pelas amostras de P1 e P2. Em contraste, o gradiente negativo de variação no primeiro eixo da PCA foi principalmente associado à argila, Cu e K, representando predominantemente amostras de P3 (Figura 3a).

O segundo eixo de análise (PC2) explicou 19,6 % das variações nos dados e mostrou-se menos evidente na segregação das amostras de uso e ocupação do solo, embora as contribuições das variáveis físico-químicas tenham diferentes importâncias. Os elementos químicos S e Al desempenharam papéis importantes no gradiente positivo de variação no segundo eixo da PCA, enquanto o gradiente negativo foi predominantemente influenciado por Ca, pH, Mg e Zn (Figura 3b). A relevância relativa dos eixos remanescentes (PC3 até PC21) foi reduzida, capturando variações inferiores a 10% de explicação.

Figura 2 – Representação da PCA sob os diferentes usos e ocupação do solo e as variáveis físico-químicas de cada repetição amostral.

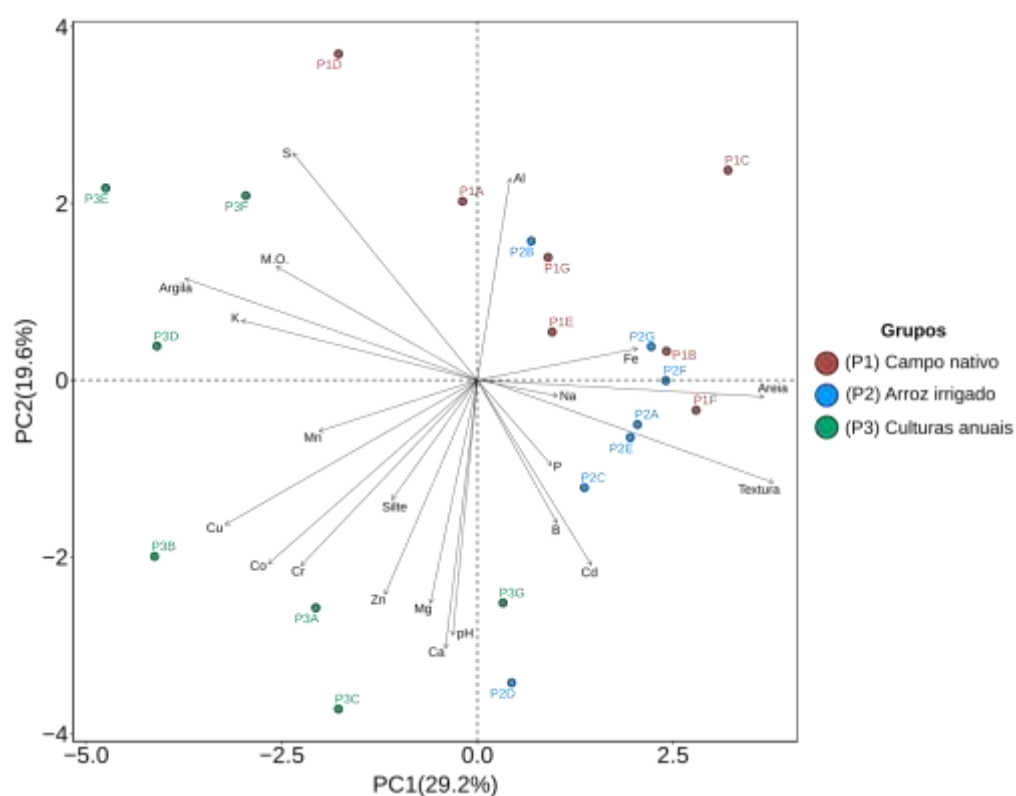
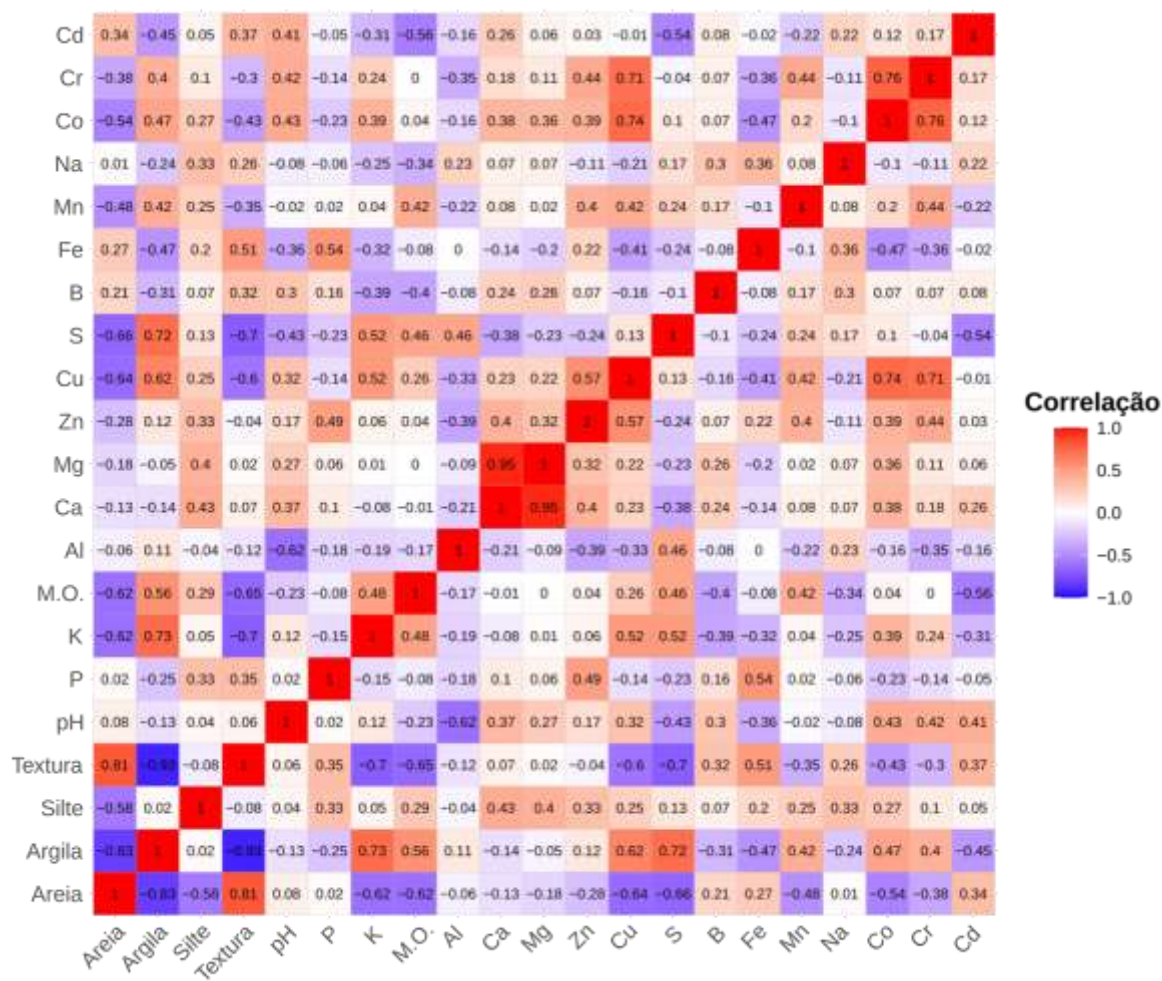


Figura 4 – Matriz de correlação das variáveis físico-químicas do solo.



4 DISCUSSÃO

O conhecimento das propriedades do solo proporciona o seu entendimento para com a adequação dos usos específicos do solo, favorecendo o rendimento da produtividade agrícola (Aitkenhead *et al.*, 2020). Ainda segundo os autores a classe do solo, matéria orgânica e pH, são algumas das variáveis que influenciam na produção agrícola. No presente estudo isto foi confirmado com relação às variáveis físicas do solo nos três usos e ocupação em que se pode verificar que a textura e a areia apresentaram maiores valores significativos em campo nativo e arroz irrigado, devido à formação geológica das próprias classes de solo amostrados. Contudo, os variados tipos de vegetação no solo também causam alterações significativas nas propriedades físico-químicas e microbianas do solo (Joshi e Garkoti, 2021), como a matéria orgânica e textura que são fortemente influenciadas pela restauração da vegetação (YI *et al.*,

2021). Este fato foi demonstrado neste estudo, já que o entorno dos poços de consumo de água apresentou em algumas repetições pouca ou nenhuma vegetação superficial de proteção do solo, deixando-o susceptível influências ambientais do solo saturado.

Na pesquisa desenvolvida os resultados obtidos nos usos e ocupação de campo nativo e arroz irrigado estão relacionados à pedologia do solo confirmado através da correlação negativa entre Areia e Argila. Cabe ressaltar que o uso e ocupação de campo nativo apresentou grande heterogeneidade na classificação dos solos abrangendo principalmente as seguintes classes: Argissolo, Neossolo e Planossolo. Conjuntamente com arroz irrigado todas as repetições amostradas pertencem à classe de Planossolo, que tem por característica a desargilização do horizonte superficial (espesso de textura arenosa) e acumulação da argila no horizonte subsuperficial (0-0,3 m de profundidade), assim como a mudança textural abrupta do horizonte A para o horizonte B.

Tais características são o que geralmente limitam a drenagem, proporcionando a facilidade para estabelecimento de lâmina de água, tornando-os muito utilizado para lavouras de cultivo de arroz irrigado (Marchezan *et al.*, 2001; Weber *et al.*, 2003). Desta forma, campo nativo e arroz irrigado apresentam um aumento da estabilidade agregada o que melhora a qualidade física do solo, que é um aspecto importante, especialmente em culturas permanentes ou solo presente permanentemente coberto. Essas são estratégias que introduzem o material orgânico no sistema de forma mais contínua melhorando as raízes de efeito benéfico (Demenois *et al.*, 2018) e produtos de decomposição microbiana (Lehmann *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2019). Nas culturas anuais a argila apresentou valor médio significativamente superior quando comparado com os demais usos e ocupação do solo e há predomínio da classe de solo Latossolo (4 repetições), onde o mesmo apresenta predominância de caulinita, óxidos de Fe e Al.

A M.O. do solo é uma propriedade química importante para a manutenção da qualidade deste (Abrar *et al.*, 2020) e interfere na capacidade de água disponível e nos nutrientes essenciais para as plantas, com papel importante na eficaz produtividade agrícola (Liu *et al.*, 2020). No presente estudo, o uso e ocupação do solo de culturas anuais apresentaram o maior valor médio significativo de M.O., seguido de campo nativo e arroz irrigado ($2,03 \pm 0,22$, $1,80 \pm 0,31$ e $1,16 \pm 0,13$ %, respectivamente). A aplicação de materiais orgânicos em solos arenosos é recomendada para elevar as concentrações de carbono orgânico e nitrogênio total do solo, por exemplo, (Amadou *et al.*, 2021). Segundo García-González *et al.* (2018) a implantação de sistemas que contemplem culturas de cobertura de inverno (culturas de cobertura que não são colhidas, ou seja incorporadas no solo), impactam

significativamente na proteção em relação à erosão do solo. Tais autores afirmam que isso revela resultados positivos quanto ao armazenamento de M.O. no solo. Entretanto devido às grandes variações em relação aos diferentes tipos de solo, condições climáticas globais, práticas de manejo para cada cultura e sistemas de cultivo em escalas locais e regionais têm causado dados inconsistentes quanto ao potencial que as culturas de cobertura têm de auxiliar no aumento de M.O. nas culturas agrícolas (Blanco-Canqui, 2022).

O pH do solo das amostras analisadas não apresentaram diferença significativa entre os usos e ocupação do solo e foram classificados como solos predominantemente ácidos, apresentando valor médio que variou de $4,93 \pm 0,19$ a $5,40 \pm 0,17$ unidades, em campo nativo e culturas anuais, respectivamente. Segundo Wang *et al.* (2021) aproximadamente 50 % dos solos de produção agrícola são predominantemente ácidos, reduzindo a produtividade no globo terrestre, com ênfase para países em desenvolvimento (como o Brasil). Contudo, solos ácidos podem causar a toxicidade do elemento químico Al no solo e deficiência de nutrientes (tais como K, Ca e Mg) que são essenciais para o desenvolvimento e crescimento das plantas (de Campos *et al.*, 2022).

Cabe ressaltar ainda que a calagem do solo é o método mais utilizado para a correção de níveis de pH em solos ácidos. Holland *et al.* (2018) afirmam que a aplicação de calcário dolomítico (CaMgCO_3^2) em lavouras agriculturáveis eleva os níveis de Ca e Mg no solo. Entretanto, quando aplicado de maneira excessiva pode elevar a faixa de pH do solo acima do adequado, causando efeitos negativos, como baixa disponibilidade de micronutrientes metálicos (Cu, Fe, Zn e Mn) (Saha *et al.*, 2019). Neste mesmo sentido, a classe de Chernossolo (encontrada em duas repetições) em culturas anuais, considerado um solo muito fértil, o que confirmam a correlação positiva encontrada entre de Ca e Mg, no presente estudo, com valores médios de 1.715,85 e 419,71 mg/Kg, respectivamente, o que favorece a saturação por bases (Wielewicki *et al.*, 1998).

O uso e ocupação de campo nativo apresentou o maior valor médio para o elemento químico Al (83,62 mg/Kg), fato este que está relacionado ao tipo de solo e aos níveis de pH ácidos ($4,93 \pm 0,19$) predominantes nestes solos. No entanto, por serem áreas preservadas consideradas com menor alteração antrópica a quantificação dos elementos químicos, que predominaram foram obtidos da formação originária de fragmentos de rochas e minerais oriundos do processo de formação deste solo.

A contaminação do solo por metais pesados aponta grande variação espacial e sazonal (Yuan *et al.*, 2020). Fontes naturais como a topografia do terreno, a direção do vento, o fluxo dos cursos hídricos, a precipitação pluviométrica, a M.O. e o pH influenciam na toxicidade,

migração e biodisponibilidade dos metais pesados no solo (Carrijo *et al.*, 2022; Meng *et al.*, 2023).

Não houve diferença significativa nos elementos químicos Al, B, Cd e Zn nos três diferentes usos e ocupação do solo. Já para Co, Cr e Cu foi evidenciada as maiores quantidades desses elementos químicos no uso de culturas anuais.

Para o elemento químico B, os teores deste não apresentaram diferença significativa entre os diferentes usos e ocupação do solo e os valores médios variaram de $1,04 \pm 0,15$ a $1,43 \pm 0,09$ mg/kg. Hayat *et al.* (2023) afirmam que a faixa entre a deficiência e a toxicidade de B está de 0,5 a 2,0 mg/kg, o que pode ser considerado satisfatório para a grande maioria dos solos e plantios agrícolas (Sun *et al.*, 2019). Contudo, a deficiência de B ocorre, em sua maioria, em áreas de elevada precipitação pluviométrica, com o presente estudo não apresentando teores de deficiência e tão pouco de toxicidade. Conforme Aytop *et al.* (2023) a toxicidade é geralmente detectada em regiões de solos agrícolas áridos e semiáridos.

Palansooriya *et al.* (2020) e Sun *et al.* (2020) consolidam valores elevados de metais pesados são prejudiciais a saúde humana e animal, bem como para o crescimento e desenvolvimento das plantas. De acordo com Hussain *et al.* (2021) a acidificação dos solos em regiões subtropicais tem relação direta com a contaminação dos solos por Cd, o que aumenta a sua disponibilidade no solo. Os diferentes usos e ocupação do solo não apresentaram diferença significativa entre si e a faixa de Cd foi de $1,90 \pm 0,41$ a $3,00 \pm 0,49$ mg/Kg. Zhu *et al.* (2016) realizaram estudo na região subtropical de uso de arroz em 39.642 amostras e destacaram que a alteração do pH de 7 para 5 eleva a transferência de Cd nesta cultura em 10 %. Além do mais, o acentuado uso de adubos pela atividade antrópica agrava significativamente a acidificação dos solos (Wang *et al.*, 2021). Xue *et al.* (2024) relatam que a altitude, a época de crescimento do arroz e a M.O. foram fatores importantes para os teores significativos de Cd e Pb encontrados na camada superficial do solo e nos grãos de arroz.

De acordo com a legislação vigente brasileira, a resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) contempla valores para prevenção do solo e a investigação agrícola para o elemento químico de Cd (1,3 – 3,0 mg/kg, respectivamente). Os três usos e ocupação apresentaram valores médios acima do estabelecido por esta legislação para a prevenção do solo. O cultivo de arroz irrigado apresentou o limite estabelecido de valor médio para investigação agrícola.

O elemento químico Co no solo demonstrou variação de $13,04 \pm 4,81$ a $69,66 \pm 11,86$ mg/Kg, sendo que o uso e ocupação de culturas anuais apresentou valor significativamente superior aos demais usos do solo. Neste uso e ocupação obteve-se as maiores concentrações

de ingredientes ativos de agrotóxicos (Capítulo 2) na campanha amostral 1, o que provavelmente explica a incidência deste metal pesado do solo. Estudos científicos (Ok *et al.*, 2011; Chiroma *et al.*, 2014) apontam que a concentração máxima recomendada de Co no solo é de 50 mg/Kg. Contudo o presente estudo apresenta valores deste elemento químico acima dos recomendados para uso e ocupação de solo de culturas anuais. A Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) estabelece valor de 25 mg/kg para prevenção do solo e de 35 mg/kg para investigação agrícola de Co, o que está em desacordo com a legislação brasileira para culturas anuais. Já em campo nativo e arroz irrigado, ambos os usos e ocupação do solo encontram-se em acordo com o estabelecido pela legislação para prevenção e investigação agrícola.

O metal pesado Cr, para os usos e ocupação do solo variaram de $28,50 \pm 5,12$ a $56,82 \pm 8,87$ mg/Kg, sendo que culturas anuais apresentou um valor médio significativamente superior quando comparados aos demais usos. Concomitantemente houve correlações positivas entre Cr e Cu e entre Cr e Co. Segundo Qin *et al.* (2024) algumas propriedades físico-químicas do solo interferem diretamente no comportamento do Cr no solo, como os minerais argilosos, o teor de M.O. e principalmente os óxidos de Fe e Mn. A Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009) que estabelece valores de Cr para prevenção e investigação do solo agrícola (75 e 150 mg/kg respectivamente), e no presente estudo todos os usos e ocupação estão de acordo com o estabelecido pela legislação nacional.

O elemento químico de Cu nos solos analisados variou de $1,26 \pm 0,21$ a $12,08 \pm 2,28$ mg/Kg, e o uso e ocupação de culturas anuais apresentou valor médio significativamente superior aos demais usos do solo. Cao *et al.* (2020) ressalta que altos teores de Cu no solo interferem nas propriedades físico-químicas e microbiológica deste, contudo ações para prevenir ou mitigar a poluição deste metal pesado nos solos agrícolas são indispensáveis para garantir a qualidade do solo (Yue *et al.*, 2020).

Na presente pesquisa, os metais pesados apresentaram correlação positiva de Cu e Co e entre Cu e Cr. Da mesma forma que o elemento químico Co as maiores concentrações de ingredientes ativos de agrotóxicos (Capítulo 2) na campanha amostral 1 foram encontradas para Cu, o que novamente explica a incidência deste metal pesado do solo de culturas anuais. Em pesquisa realizada por Pozza e Field (2020) relacionado aos desafios globais existentes, destacam a segurança do solo e alimentar, que devido ao crescimento populacional exige uma intensificação da agricultura, que é possível somente com o aumento no uso de fertilizantes e agrotóxicos que em contrapartida leva a diminuição da qualidade do solo.

De acordo com a resolução nacional (CONAMA) de 2009 (BRASIL, 2009) estabelece valores para Cu de prevenção e investigação do solo agrícola (60 e 200 mg/kg, respectivamente), os resultados encontrados no presente estudo para todos os usos e ocupação do solo estão de acordo com o estabelecido pela legislação brasileira

O elemento químico Fe analisado no presente estudo não apresentou diferença significativa entre os usos e ocupação do solo e os valores médios variaram de $169,33 \pm 20,26$ a $383,70 \pm 87,20$ mg/Kg. Zang *et al.*(2022) encontraram para solo o teor de Fe de 305, 55 mg/Kg na profundidade de coleta de 0-0,2 m concordando com a presente pesquisa. Schutz *et al.* (2023) afirmam que durante os processos de intemperismo o elemento químico Fe se decompõe liberando Fe para o solo e óxidos e hidróxidos. O Fe é precipitado nestas formas devido a alta afinidade do cátions Fe^{3+} com o ligante OH^- e a rápida polimerização que ocorre após a hidrólise formando compostos de baixa solubilidade em valores normais de pH do solo.

No presente estudo o uso e ocupação de culturas anuais apresentou valor significativamente superior de K ($286,65 \pm 80,97$ mg/Kg) em comparação com os demais usos do solo de campo nativo ($90,72 \pm 24,80$ mg/Kg) e arroz irrigado ($89,87 \pm 21,98$ mg/Kg). O K é um macronutriente indispensável para o crescimento e desenvolvimento das plantas (Ghosh *et al.*, 2023), a deficiência de K interfere de forma negativa na produtividade agrícola principalmente em regiões com solo ácido (Song *et al.*, 2020). O K é suscetível a mudanças ambientais principalmente em áreas que apresentam elevada precipitação pluviométrica e altas temperaturas (Shao *et al.*, 2022).

Em condições naturais, a acumulação de sais no solo é o resultado de altas taxas de evaporação, baixa precipitação pluviométrica, de características do solo, da rocha subjacente e das condições geomorfológicas e hidrogeológicas locais (Whitmore, 1975; Rama *et al.*, 2022). Estes solos contêm sais solúveis e/ou sódio trocável que podem reduzir significativamente o desenvolvimento e, conseqüentemente, a produtividade das culturas

O elemento químico P não apresentou diferença significativa entre os usos e ocupação do solo. De acordo com Cunha e Cunha (2024) a agricultura é a atividade antrópica diretamente ligada à adição de P nos solos, grande parte disso devido a crescente fertilização dos solos, a fim de garantir a absorção de P pelas plantas em solos com elevada capacidade de sorção de P. Segundo Fan *et al.* (2022) a liberação excessiva de P em áreas agrícolas causa impacto adverso ao meio ambiente, podendo causar a eutrofização por exemplo.

Para o elemento químico S os valores médios variaram de $22,26 \pm 6,65$ a $32,09 \pm 7,07$ mg/Kg e o mesmo não apresentou diferença significativa entre os usos e ocupação do solo

analisados. Segundo Wang *et al.* (2023) o S é um elemento essencial para os microrganismos do solo, entretanto em altas concentrações no solo pode causar efeitos adversos (Wang *et al.*, 2021). Alguns estudos apontam o S com um neutralizador para metais pesados no solo devido ao efeito negativo que esse tem na biodisponibilidade dos metais pesados (Wu *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2022), em contrapartida alguns estudos vêm apontando que a adição de S no solo reduz o pH dos solos contaminados (Liu *et al.*, 2022), levando a acidificação do solo (Sołek-Podwika *et al.*, 2016).

O elemento químico Zn analisado não apresentou diferenças significativas entre os usos e ocupação de campo nativo, cultura de arroz irrigado e culturas anuais e os valores médios variaram $2,22 \pm 0,47$ a $8,07 \pm 2,28$ mg/kg no solo. Segundo Phattarakul *et al.* (2012) o cultivo de arroz irrigado normalmente apresenta baixos níveis de Zn disponível para as plantas, influenciado pelo baixo potencial redox, entretanto a utilização de fertilizantes aplicados no solo ou pulverização foliar melhoram a quantidade de Zn nas culturas de arroz (Utasee *et al.*, 2022). Segundo Gomes e Magalhães Junior (2004) há uma correlação negativa entre Zn e Ca e no presente estudo para a cultura de arroz irrigado que apresentou valor médio de $5,51 \pm 1,70$ e $1.554,31 \pm 433,02$ mg/Kg, respectivamente, não foi possível detectar esta correlação ($r= 0,40$).

De acordo com a legislação vigente a Resolução nº 420/2009 (BRASIL, 2009) que estabelece para Zn valores de prevenção e investigação do solo agrícola (300 e 450 mg/kg, respectivamente), todos os usos e ocupação estão de acordo com o estabelecido pela legislação brasileira.

Uma avaliação do impacto da intensificação do cultivo de arroz pré-germinado nas características químicas e físicas de solos subtropicais foi realizado no Sul do Brasil (ZANG *et al.*, 2022) em Planossolo, demonstrando que os teores de C orgânico (mesmo em uso de alta frequência), através da palha de arroz e a vegetação espontânea forneceram a M.O. apesar da provável perda causada pelo solo destas lavouras. Estes autores demonstram que mesmo sob inundações durante metade do ano, neste tipo de solo, os solos sob produção de arroz pré-germinado apresentam alguma degradação no ecossistema nesta região subtropical. Com o objetivo de aumentar a renda para os agricultores, através do uso de culturas de cobertura ou pastagens no inverno, pode-se verificar um manejo viável para manutenção dos estoques de C e N do solo e ciclagem de nutrientes sob sistemas mais intensos de produção de arroz pré-germinado no Sul do Brasil.

Agrotóxicos à base de metais, tais como cobre, alumínio, ferro e zinco utilizados nas lavouras de cultivo agrícola são eficientes e atuam por exemplo, no estresse oxidativo e morte

celular induzida por genotoxicidade (Wang *et al.*, 2022). Contudo Zhang e Goss (2022) destacam que o uso de agrotóxicos contribui para o acúmulo de metais pesados no solo o que conseqüentemente gera impactos aos ecossistemas como um todo e a saúde humana.

Schutz *et al.* (2023) em estudos realizados com diferentes usos e ocupação do solo no Brasil (Palmas e General Carneiro no Estado do Paraná) apontam que a caracterização dos macronutrientes e metais variaram de acordo com a época do ano e o uso e ocupação do solo. Os autores atribuíram estes resultados aos muitos ciclos de uso para cada tipo de ocupação do solo em cada estação do ano, como por exemplo, que em épocas chuvosas os elementos ficam mais disponíveis e nas épocas mais secas os macro e micronutrientes foram complexados para elevada carga orgânica, bem como também a aplicação de agrotóxicos, época de plantio e a colheita de plantações e a composição desses solos.

A legislação brasileira e estadual (FEPAM, 2014) é norteada pela Portaria nº 85/2014 que estabelece Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para nove elementos químicos presentes nos solos de diferentes províncias geomorfológicas e geológicas no Estado do Rio Grande do Sul. A grande diversidade dos solos pertencentes ao Estado do RS por meio de suas características distintas verificou a necessidade do estabelecimento de cinco províncias morfológicas (PM) (divisões de acordo com a formação rochosa inicial PM 1, 2, 3, 4 e 5). Conforme esta legislação, o VRQ do solo (para o percentil de 75) nos elementos químicos contemplados estão apresentados na ordem de PM 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente em cada província morfológica do Estado: Cd (0,48; 0,32; 0,32; 0,32 e 0,27 mg/Kg), Co (49; 6; 6; 4 e 14 mg/Kg), Cr (64; 19; 20; 16 e 25 mg/kg), Cu (165; 7; 9; 7 e 19 mg/Kg) e Zn (102; 27; 29; 19 e 29 mg/Kg).

Para o uso e ocupação do solo de campo nativo os resultados da presente pesquisa são apresentados no Apêndice I através do enquadramento dos elementos químicos Cd, Co, Cr, Cu e Zn, descritos a seguir:

Para o elemento químico de Cd a repetição P1E está enquadrada na província morfológica de PM 2 (Rochas cristalinas do Escudo Sul-riograndense) apresentou valor acima do VRQ do solo (0,32 mg/Kg) estabelecido pela legislação estadual vigente, (Cd= 1,79 mg/Kg). As repetições P1D e P1G pertencem a PM3 (Rochas sedimentares pelíticas da Depressão Periférica), com valores acima do VRQ (0,32 mg/Kg) para Cd (0,86 - 1,86 mg/Kg, respectivamente). As repetições de P1A, P1B, P1C e P1F estão enquadradas na PM4 (Rochas sedimentares areníticas do Planalto, do Escudo Sul-riograndense e da Depressão Periférica) em que o elemento químico Cd apresentou valores acima do VRQ (0,32 mg/Kg) do solo em todas as repetições sendo eles 0,87; 1,92; 3,34 e 3,92 mg/Kg respectivamente.

Para Co a repetição P1E enquadrou-se em PM2 e apresentou VRQ (6 mg/Kg) do solo acima do estabelecido pela legislação (FEPAM, 2014 de 11,04 mg/Kg). As repetições P1D (39,02 mg/Kg) e P1G (12,67 mg/Kg), pertencem a PM3, com valores acima do VRQ (6 mg/Kg). Já as repetições P1A, P1B, P1C e P1F se enquadram em PM4, em que P1A e P1B demonstraram valores de 10,76 e 15,48 mg/Kg, respectivamente, estando acima do VRQ (4 mg/Kg) estabelecido pela legislação. Contudo, o P1C (1,11 mg/Kg) e P1F (1,19 mg/Kg) encontram-se dentro dos limites de VRQ.

Para o elemento químico Cr a repetição P1E (49,85 mg/Kg) que pertence a PM2 apresentou VRQ (19 mg/Kg) acima do limite estabelecido pela legislação (FEPAM, 2014). As repetições P1D e P1G pertencem a PM3, com valores acima do VRQ (20 mg/Kg) para o elemento de Cr (34,63 - 26,08 mg/Kg, respectivamente) e as repetições P1A, P1B, P1C e P1F pertencem a PM4 e apresentaram valores de 6,92; 32,68; 17,92 e 31,41mg/Kg respectivamente também apresentaram VRQ (16 mg/Kg) acima do estabelecido pela legislação.

Contudo os elementos químicos de Cu e Zn para todas as repetições deste uso e ocupação apresentaram VRQ em acordo com a legislação vigente estadual, VRQ para Cu (PM2= 7 mg/Kg, PM3= 9 mg/Kg e PM4= 7mg/kg) e VRQ para Zn (PM2= 27 mg/Kg, PM3= 29 mg/Kg e PM4= 19mg/kg).

Para o uso e ocupação do solo de arroz irrigado os resultados da presente pesquisa são apresentados no Apêndice II através do enquadramento dos elementos químicos Cd, Co, Cr, Cu e Zn, descritos a seguir:

Para o elemento químico de Cd as repetições P2B, P2D e P2G pertencem a PM3 (Rochas sedimentares pelíticas da Depressão Periférica), com valores acima do VRQ (0,32 mg/Kg) para Cd (1,91; 4,65 e 1,72 mg/Kg, respectivamente). As repetições de P2A, P2C, P2E e P3F estão enquadradas na PM4 (Rochas sedimentares areníticas do Planalto, do Escudo Sul-riograndense e da Depressão Periférica) em que o elemento químico Cd apresentou valores acima do VRQ (0,32 mg/Kg) do solo em todas as repetições sendo eles 3,56; 3,96; 3,88 e 1,35 mg/Kg mg/Kg respectivamente.

Para Co as repetições P2B, P2D E P2G, pertencentes a PM3 encontravam-se com valores acima do VRQ (6 mg/Kg), sendo eles 47,39; 82,32 e 15,99 mg/Kg, respectivamente. Já as repetições P2A, P2C, P2E e P2F (1,19; 13,01; 29,12 e 16,47 mg/Kg, respectivamente), pertencem a PM3, com valores acima do VRQ (4 mg/Kg).

Para o elemento químico Cr as repetições P2B, P2D E P2G pertencem a PM3, com valores acima do VRQ (20 mg/Kg) para o elemento de Cr (25,85; 53,01 e 33,04 mg/Kg,

respectivamente) e as repetições P2A, P2C, P2E e P2F de 25,51; 18,61; 42,64; 32,52 mg/Kg respectivamente também apresentaram VRQ (16 mg/Kg) acima do estabelecido pela legislação.

Contudo os elementos químicos de Cu e Zn para todas as repetições deste uso e ocupação apresentaram VRQ dos solo em acordo com a legislação vigente estadual, para Cu (PM3= 9 mg/Kg e PM4= 7mg/kg) e para Zn (PM3= 29 mg/Kg e PM4= 19mg/kg).

Para o uso e ocupação do solo de culturas anuais os resultados da presente pesquisa são apresentados no Apêndice III. Para os elementos químicos de Cd, Co, Cr, Cu e Zn, todas as repetições (de P3A a P3G) enquadraram-se na PM1 (Rochas vulcânicas do Planalto). Em Cd as repetições apresentam valores acima do VRQ do solo (0,48 mg/Kg) estabelecido pela legislação, sendo de P3A a P3G com valores de: 3,79; 3,00; 1,81; 1,17; 1,18; 1,17 e 1,18 mg/Kg, respectivamente. Para Co as repetições P3A (123,97 mg/Kg), P3B (83,59 mg/Kg), P3C (90,32 mg/Kg), P3E (54,00 mg/Kg), P3F (59,36 mg/Kg) obtiveram valores acima do VRQ (49 mg/Kg) estabelecido. Por outro lado, o P3D (36,03 mg/Kg) e P3G (40,38 mg/Kg) apresentaram valores abaixo do VRQ. O elemento químico Cr para as repetições amostrais P3A (93,24mg/Kg), P3B (67,57mg/Kg) e P3E (66,40 mg/Kg) apresentaram valor acima do estabelecido pelos VRQ do solo (64 mg/Kg) e as repetições P3C (56,71 mg/Kg), P3D (54,92 mg/Kg), P3F (17,80 mg/Kg) e P3G (41,07mg/Kg) estão em acordo com o estabelecido pela legislação estadual vigente.

Contudo os elementos químicos de Cu e Zn para todas as repetições deste uso e ocupação apresentaram valores de referência de qualidade do solo (VRQ) em acordo com a legislação vigente estadual, VRQ para Cu (PM1= 165 mg/kg) e VRQ para Zn (PM1= 102 mg/Kg).

Contudo é importante ressaltar que dentre os 15 elementos químicos analisados somente cinco estão contemplados pela legislação brasileira nacional e estadual, fazendo-se necessária a atualização e ampliação das legislações, a fim de prevenir e mitigar a contaminação dos solos e assegurar a qualidade e saúde dos mesmos para com a produtividade agrícola e a segurança alimentar.

5. CONCLUSÃO

O presente trabalho avaliou as propriedades físico-químicas do solo em diferentes usos e ocupação ao entorno de poços profundos de água de consumo humano e constatou que dentre os elementos químicos contemplados pelas legislações vigentes o cobre e zinco

apresentaram teores em acordo com as legislações vigentes, enquanto que cádmio, cobalto e cromo obtiveram teores em desacordo com as legislações estadual e nacional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto de Inovação para o Desenvolvimento Rural Sustentável (EMATER) e ao Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA) pelo auxílio em encontrar, contatar e acompanhar a equipe até as propriedades rurais estudadas. A equipe do Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de Santa Maria e ao Grupo de Monitoramento Ambiental (GMA) e, em especial, a todos os agricultores envolvidos por colaborarem com a pesquisa e permitir a realização das coletas em suas propriedades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abrar M.M., Xu, M., Shah, A., Aslam M.W., Aziz, T., Mustafa, A., Ashraf M.N., Zhou, B. and Ma, X. (2020) ‘Variations in the Profile Distribution and Protection Mechanisms of Organic Carbon under Long-Term Fertilization in a Chinese Mollisol’. *Science of The Total Environment*, Vol. 723, pp. 138181–138181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138181>

Aitkenhead, M. J., Poggio, L., Wardell-Johnson, D., Coull, M. C., M. Rivington, Black, J., Yacob, G., Shiferaw Boke and Habte, M. (2020) ‘Estimating Soil Properties from Smartphone Imagery in Ethiopia’. *Computers and Electronics in Agriculture*, Vol. 171, pp. 105322–105322. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105322>

Ali, W., Mao, K., Zhang, H., Junaid, M., Xu, N., Rasool, A., Feng, X. and Yang, Z. (2020) ‘Comprehensive Review of the Basic Chemical Behaviours, Sources, Processes, and Endpoints of Trace Element Contamination in Paddy Soil-Rice Systems in Rice-Growing Countries’. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 397, pp. 122720–122720. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122720>

Amadou A., Song, X., Huang, S., Song, A., Tang, Z., Dong, W., Zhao, S., Zhang, B., Yi, K. and Fan, F. (2021) ‘Effects of Long-Term Organic Amendment on the Fertility of Soil, Nodulation, Yield, and Seed Quality of Soybean in a Soybean-Wheat Rotation System’. *Journal of Soils and Sediments*, Vol. 21, No. 3, pp. 1385–1394. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02887-1>

Aytop, H., Ateş, Ö., Dengiz, O., Yılmaz, C. H., & Demir, Ö. F. (2023). ‘Environmental, ecological and health risks of boron in agricultural soils of Amik Plain under Mediterranean conditions.’ *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, pp.1-13. <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02380-w>

Blanco-Canqui, H. (2022). 'Cover crops and carbon sequestration: Lessons from US studies.' *Soil Science Society of America Journal*, Vol.86, pp. 501-519. <https://doi.org/10.1002/saj2.20378>

BRASIL. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília: Conselho nacional do meio ambiente. CONAMA, 2009. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>.

Cao, Y., Ma, C., Chen, H., Chen, G., White, J. C. and Xing, B. (2020) 'Copper Stress in Flooded Soil: Impact on Enzyme Activities, Microbial Community Composition and Diversity in the Rhizosphere of *Salix Integra*'. *Science of The Total Environment*, Vol. 704, pp. 135350–135350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135350>

Carrijo, D. R., LaHue, G. T., Parikh, S. J., Chaney, R. L. and Linnquist, B. A. (2022) 'Mitigating the Accumulation of Arsenic and Cadmium in Rice Grain: A Quantitative Review of the Role of Water Management'. *Science of The Total Environment*, Vol. 839, pp. 156245–156245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156245>

Chiroma, T. M., Ebewe, R. O., and Hymore, F. K. (2014). 'Comparative assessment of heavy metal levels in soil, vegetables and urban grey waste water used for irrigation in Yola and Kano.' *International refereed journal of engineering and science*, Vol 3, N 2, pp 01-09. *ISSN (Online) 2319-183X*.

Cunha, G.K.G., Cunha, K.P.V., Araújo, F. and Angelini, R. (2024) 'Urbanization Increases the Risk of Phosphorus Loss in Sandy Soils of Tropical Ecosystems'. *Chemosphere*, Vol. 349, pp. 140937–140937. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140937>

de Campos, M., Penn, C. J., Gonzalez, J. M., and Crusciol, C. A. C. (2022). 'Effectiveness of deep lime placement and tillage systems on aluminum fractions and soil chemical attributes in sugarcane cultivation.' *Geoderma*, Vol. 407, pp. 115545. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115545>

Demenois, J., Torquebiau, E., Arnoult, M. H., Eglin, T., Masse, D., Assouma, M. H., ... & Sall, S. N. (2020). Barriers and strategies to boost soil carbon sequestration in agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 37.

Fan, B., Wang, H., Zhai, L., Li, J., Fenton, O., Daly, K., Lei, Q., Wu, S. and Liu, H. (2022) 'Leached Phosphorus Apportionment and Future Management Strategies across the Main Soil Areas and Cropping System Types in Northern China'. *Science of The Total Environment*, Vol. 805, pp. 150441–150441. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150441>

García-González, I., Hontoria, C., Gabriel, J. L., Alonso-Ayuso, M., and Quemada, M. (2018). 'Cover crops to mitigate soil degradation and enhance soil functionality in irrigated land'. *Geoderma*, Vol. 322, pp. 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.024>

Ghosh, S., Banerjee, S., Mukherjee, A. and Bhattacharyya, P. (2023) 'Appraise Potassium Chemistry and Distribution Patterns in Tailing Soil, India: Through Quantity - Intensity

Relations and Multi Model Statistical Methods'. *Chemosphere*, Vol. 335, pp. 139184–139184. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139184>

GOMES, Algenor da Silva; MAGALHAES JUNIOR, Ariano Martins de; SANTOS, Alberto Baêta dos. **Sistema de cultivo de arroz irrigado no Brasil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Clima Temperado). Pelotas, p. 270, 2004. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/179868/1/sistema-03.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2024.

Guo, T., Lou, C., Zhai, W., Tang, X., Hashmi, M. Z., Murtaza, R., Li, Y., Liu, X. and Xu, J. (2018) 'Increased Occurrence of Heavy Metals, Antibiotics and Resistance Genes in Surface Soil after Long-Term Application of Manure'. *Science of The Total Environment*, Vol. 635, pp. 995–1003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.194>

Haque, S., Srivastava, N., Dan Bahadur Pal, Alkhanani, M. F., Almalki, A. H., Mohammed Yahya Areeshi, Naidu, R. and Vijai Kumar Gupta (2022) 'Functional Microbiome Strategies for the Bioremediation of Petroleum-Hydrocarbon and Heavy Metal Contaminated Soils: A Review'. *Science of The Total Environment*, Vol. 833, pp. 155222–155222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155222>

Hayat, H.S., Rehman, A., Farooq, S., Naveed, M., Ali, H. M. and Hussain, M. (2023) 'Boron Seed Coating Combined with Seed Inoculation with Boron Tolerant Bacteria (*Bacillus* Sp. MN-54) and Maize Stalk Biochar Improved Growth and Productivity of Maize (*Zea Mays* L.) on Saline Soil'. *Heliyon*, Vol. 9, No. 11, pp. e22075–e22075. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22075>

Holland, J. E., Bennett, A. E., Newton, A. C., White, P. J., McKenzie, B. M., George, T. S., Pakeman, R.J, *et al.* (2018). 'Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review.' *Science of the Total Environment*, Vol. 610, pp. 316-332. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.020>

Hussain, B., Muhammad Nadeem Ashraf, Shafeeq-ur-Rahman, Abbas, A., Li, J. and Farooq, M. (2021) 'Cadmium Stress in Paddy Fields: Effects of Soil Conditions and Remediation Strategies'. *Science of The Total Environment*, Vol. 754, pp. 142188–142188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142188>

Iqbal, N., Hafiz Syed Tanzeem-ul-Haq, None Gull-e-Faran, Turan, V. and Iqbal, M. (2023) 'Soil Amendments and Foliar Melatonin Reduced Pb Uptake, and Oxidative Stress, and Improved Spinach Quality in Pb-Contaminated Soil'. *Plants*, Vol. 12, No. 9, pp. 1829–1829. <https://doi.org/10.3390/plants12091829>

Joshi R.K. and Garkoti S.C. (2021) 'Dynamics of Ecosystem Carbon Stocks in a Chronosequence of Nitrogen-Fixing Nepalese Alder (*Alnus Nepalensis* D. Don.) Forest Stands in the Central Himalayas'. *Land Degradation & Development*, Vol. 32, No. 14, pp. 4067–4086. DOI: 10.1002/ldr.3901

Kassambara , A. (2022). ggcorrplot: Visualization of a Correlation Matrix using 'ggplot2'. R package version 0.1.4. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggcorrplot/index.html>

Kassambara, A. and Mundt, F. (2020). factextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://cran.r-project.org/web/packages/factextra/index.html>

Lal, R. (2020). 'Soil organic matter content and crop yield'. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol.75, pp. 27A-32A. DOI:10.2489/jswc.75.2.27A

Lal, R., Bouma, J., Brevik, E., Dawson, L., Field, D. J., Glaser, B., Hatano, R., Hartemink, A. E., Takashi Kosaki, Lascelles, B., Monger, C., Muggler, C., Georges Martial Ndzana, Norra, S., Pan, X., Remigio Paradelo, Laura Bertha Reyes-Sánchez, Taru Sandén, Bal Ram Singh and Spiegel, H. (2021) 'Soils and Sustainable Development Goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences Perspective'. *Geoderma Regional*, Vol. 25, pp. e00398–e00398. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00398>

Li, Y., Zhai, Z., Cong, P., Zhang, Y., Pang, H., Dong, G. and Gao, J. (2019) 'Effect of Plough Pan Thickness on Crop Growth Parameters, Nitrogen Uptake and Greenhouse Gas (CO₂ and N₂O) Emissions in a Wheat-Maize Double-Crop Rotation in the Northern China Plain: A One-Year Study'. *Agricultural Water Management*, Vol. 213, pp. 534–545. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.10.044>

LI X., ZHANG W., WU L., REN Y., ZHANG J. D., XU Mi, G. (2021) Advance in Indicator Screening and Methodologies of Soil Quality Evaluation. *Scientia Agricultura, Sinica.*, 54(14): 3043-3056 <https://doi.org/10.3864/j.issn.0578-1752.2021.14.010>

Liao, Y., Cao, H.-X., Liu, X., Li, H.-T., Hu, Q.-Y. and Xue, W.-K. (2021) 'By Increasing Infiltration and Reducing Evaporation, Mulching Can Improve the Soil Water Environment and Apple Yield of Orchards in Semiarid Areas'. *Agricultural Water Management*, Vol. 253, pp. 106936–106936. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106936>

Liu, C., Li, L., Zhi, Y., Chen, J., Zuo, Q. and He, Q. (2024) 'Molecular Insight into the Vertical Migration and Degradation of Dissolved Organic Matter in Riparian Soil Profiles'. *Environmental Research*, Vol. 245, pp. 118013–118013. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.118013>

Liu, H., Luo, L., Jiang, G., Li, G., Zhu, C., Meng, W., Zhang, J., Jiao, Q., Du, P., Li, X., Shah Fahad, Jie, X. and Liu, S. (2022) 'Sulfur Enhances Cadmium Bioaccumulation in Cichorium Intybus by Altering Soil Properties, Heavy Metal Availability and Microbial Community in Contaminated Alkaline Soil'. *Science of The Total Environment*, Vol. 837, pp. 155879–155879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155879>

Marchezan, E., Segabinazzi, T., Marzari, V., Cazarotto Villa, S. C., and Avila, L. A. D. (2001). 'Manejo da adubação do arroz irrigado em sistema pré-germinado na produtividade e perda de nutrientes através da água de drenagem inicial'. *Ciência Rural*, Vol.31, pp. 877-879. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782001000500023>

McLachlan, P., Schmutz, M., J. Cavailles and Hubbard, S. S. (2022) 'Estimating Grapevine-Relevant Physicochemical Soil Zones Using Apparent Electrical Conductivity and In-Phase Data from EMI Methods'. *Geoderma*, Vol. 426, pp. 116033–116033. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116033>

Meena, A. and Rao, K. S. (2021) ‘Assessment of Soil Microbial and Enzyme Activity in the Rhizosphere Zone under Different Land Use/Cover of a Semiarid Region, India’. *Ecological Processes*, Vol. 10, No. 1. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00288-3>

Meng, J., Li, W., Diao, C., Li, Z., Zhao, J., Haider, G., Zhang, H., Xu, J., Hu, M., Shan, S. and Chen, H. (2023) ‘Microplastics Drive Microbial Assembly, Their Interactions, and Metagenomic Functions in Two Soils with Distinct PH and Heavy Metal Availability’. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 458, pp. 131973–131973.

Nabi, F., Yang, G., Sajid, S., Chen, H., Abdul Rasheed Kaleri, Chen, T., Wang, X. and Hu, Y. (2022) ‘Linking Soil Microbial Community with the Changes in Soil Physicochemical Properties in Response to Long-Term Agricultural Land Use Change of Different Chronosequences and Depth Layers’. *Ecological Indicators*, Vol. 145, pp. 109727–109727. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109727>

Ok, Y.S., Lee, S.S., Jeon, W.T., Oh, S.E., Usman, A.R.A., and Moon, D.H. (2011) ‘Application of eggshell waste for the immobilization of cadmium and lead in a contaminated soil.’ *Environ Geochem Health*. Vol. 33, pp. 31–39. <https://doi.org/10.1007/s10653-010-9362-2>

Whitmore, T. C. 1975: *Tropical Rain Forests of the Far East*. Oxford: Clarendon Press. Henry Osmaston, 1978, *Progress in Physical Geography*. (2016). Available at <<https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/030913337800200217>>.

Palansooriya, K.N., Shaheen, S. M., Chen, S. S., Daniel C.W., Tsang, Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N. S., Jörg Rinklebe and Yong Sik Ok (2020) ‘Soil Amendments for Immobilization of Potentially Toxic Elements in Contaminated Soils: A Critical Review’. *Environment International*, Vol. 134, pp. 105046–105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>

Phattarakul, N., Rerkasem, B., Li, L. J., Wu, L. H., Zou, C. Q., Ram, H., Sohu, V. S., Kang, B. S., Surek H., Kalayci, M., Yazici, A., Zhang, F. S. and I. Cakmak (2012) ‘Biofortification of Rice Grain with Zinc through Zinc Fertilization in Different Countries’. *Plant and Soil*, Vol. 361, Nos. 1-2, pp. 131–141. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1211-x>

Pozza, L. E. and Field, D. J. (2020) ‘The Science of Soil Security and Food Security’. *Soil Security*, Vol. 1, pp. 100002–100002. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2020.100002>

Qin, X., Guinoiseau, D., Ren, Z. and Benedetti, M. F. (2024) ‘Redox Control of Chromium in the Red Soils from China Evidenced by Cr Stable Isotopes’. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 465, p. 133406. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.133406

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>

Rama, F., Busico, G., Arumi, J.L., Kazakis N., Colombani, N., Marfella, L., Hirata, R., Kruse, E. E., Sweeney, P. and Micòl Mastrocicco (2022) ‘Assessment of Intrinsic Aquifer Vulnerability at Continental Scale through a Critical Application of the Drastic Framework: The Case of South America’. *Science of The Total Environment*, Vol. 823, pp. 153748–153748. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153748>

RIO GRANDE DO SUL. Portaria FEPAM n.º 85/2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental, FEPAM, 2014. Disponível em: <https://fepam.rs.gov.br/upload/arquivos/202301/27114351-portaria085-2014.pdf>.

Saha, S., Saha, B., Seth, T., Dasgupta, S., Ray, M., Pal, B., Pati, S., *et al.* (2019). 'Micronutrients availability in soil-plant system in response to long-term integrated nutrient management under rice-wheat cropping system.' *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, Vol.19, pp. 712-724. <https://doi.org/10.1007/s42729-019-00071-6>

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Solos), Brasília, DF, ed. 5, rev. e ampl., p. 356, il. Color, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos?link=sibcs>>. Acesso em: 12 jan. 2024.

Shao, W., Wang, Q., Guan, Q., Luo, H., Ma, Y. and Zhang, J. (2022) 'Distribution of Soil Available Nutrients and Their Response to Environmental Factors Based on Path Analysis Model in Arid and Semi-Arid Area of Northwest China'. *Science of The Total Environment*, Vol. 827, pp. 154254–154254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154254>

Sołek-Podwika, K., Ciarkowska, K. and Kaleta, D. (2016) 'Assessment of the Risk of Pollution by Sulfur Compounds and Heavy Metals in Soils Located in the Proximity of a Disused for 20 Years Sulfur Mine (SE Poland)'. *Journal of Environmental Management*, Vol. 180, pp. 450–458. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.074>

Song, X.-D., Liu, F., Wu, H.-Y., Cao, Q., Zhong, C., Yang, J.-L., Li, D.-C., Zhao, Y.-G. and Zhang, G.-L. (2020) 'Effects of Long-Term K Fertilization on Soil Available Potassium in East China'. *CATENA*, Vol. 188, pp. 104412–104412. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104412>

Schutz D. L., Marco, I. A., Telles A. G. D. X., Schmitz A. P. O., Gomes E. M., Manosso F. C., Tonial I. B., *et al.* (2023) 'Soil Toxicity in a Protected Area in Brazil: Cytotoxic, Genotoxic, and Toxic Effects'. *Science of The Total Environment*, Vol. 892, pp. 164564–164564.

Sun, Y., Luo, C., Jiang, L., Zhang, D., Li, J., Li, Y., Ostle, N. J. and Zhang, G. (2020) 'Land-Use Changes Alter Soil Bacterial Composition and Diversity in Tropical Forest Soil in China'. *Science of The Total Environment*, Vol. 712, pp. 136526–136526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136526>

Tedesco, M. J., Gianello, C., Bissani, C. A., Bohnen, H., and Volkweiss, S. J. (1995). *Análises de solo, plantas e outros materiais* Vol. 5, pp.15-174. Porto Alegre: Ufrgs.

USEPA. **Method 3050 B** 1998a. Disponível em: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf> Acesso em: fev. 2004.

Utasee, S., Jamjod, S., Lordkaew, S., and Prom-U-Thai, C., (2022) 'Improve Anthocyanin and Zinc Concentration in Purple Rice by Nitrogen and Zinc Fertilizer Application'. *Rice Science*, Vol. 29, No. 5, pp. 435–450. <https://doi.org/10.1016/j.rsci.2022.07.004>

Vettori, L. (1969). Métodos de análise de solo Vol. 7. Rio de Janeiro, Brazil: Ministério da Agricultura-EPFS.

Wang, J., Zhen, J., Hu, W., Chen, S., Lizaga, I., Mojtaba Zeraatpisheh and Yang, X. (2023) 'Remote Sensing of Soil Degradation: Progress and Perspective'. *International Soil and Water Conservation Research*, Vol. 11, No. 3, pp. 429–454. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.03.002>

Wang, J., Zhen, J., Hu, W., Chen, S., Lizaga, I., Mojtaba Zeraatpisheh and Yang, X. (2023) 'Remote Sensing of Soil Degradation: Progress and Perspective'. *International Soil and Water Conservation Research*, Vol. 11, No. 3, pp. 429–454. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.03.002>

Wang, M., Wang, L., Shi, H., Liu, Y. and Chen, S. (2021) 'Soil Bacteria, Genes, and Metabolites Stimulated during Sulfur Cycling and Cadmium Mobilization under Sodium Sulfate Stress'. *Environmental Research*, Vol. 201, pp. 111599–111599. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111599>

Wang, S., McVicar, T. R., Zhang, Z., Brunner, T. and Strauss, P. (2020) 'Globally Partitioning the Simultaneous Impacts of Climate-Induced and Human-Induced Changes on Catchment Streamflow: A Review and Meta-Analysis'. *Journal of Hydrology*, Vol. 590, pp. 125387–125387. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125387>

Wang, Y., Yao, Z., Zhan, Y., Zheng, X., Zhou, M., Yan, G., Wang, L., Werner, C. and Klaus Butterbach-Bahl (2021) 'Potential Benefits of Liming to Acid Soils on Climate Change Mitigation and Food Security'. *Global Change Biology*, Vol. 27, No. 12, pp. 2807–2821. DOI: [10.1111/gcb.15607](https://doi.org/10.1111/gcb.15607)

Wang, S., Zhao, Y., Mao, S., Zhu, J., Zhan, Y., Cai, D., Ma, X., Wang, D. and Chen, S. (2023) 'Enhancing the Activity of Disulfide-Bond-Containing Proteins via Promoting Disulfide Bond Formation in *Bacillus Licheniformis*'. *International Journal of Biological Macromolecules*, Vol. 233, pp. 123468–123468. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.123468>

Weber, L., Marchezan, E., Carlesso, R., and Marzari, V. (2003). 'Cultivares de arroz irrigado e nutrientes na água de drenagem em diferentes sistemas de cultivos'. *Ciência rural*, Vol. 33, pp 27-33. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100005>

Wielewicki, A. P., Marchezan, E., and Storck, L. (1998). 'Absorção de nutrientes pelo arroz em resposta à calagem e à época de início de irrigação.' *Ciência Rural*, Vol.28, pp. 17-21. <https://doi.org/10.1590/S0103-84781998000100003>

Wu, J., Li, R., Lu, Y. and Bai, Z. (2021b) 'Sustainable Management of Cadmium-Contaminated Soils as Affected by Exogenous Application of Nutrients: A Review'. *Journal of Environmental Management*, Vol. 295, pp. 113081–113081. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113081>

Wu, Q., Hu, W., Wang, H., Liu, P., Wang, X. and Huang, B. (2021a) 'Spatial Distribution, Ecological Risk and Sources of Heavy Metals in Soils from a Typical Economic Development Area, Southeastern China'. *Science of The Total Environment*, Vol. 780, pp. 146557–146557.

Xue, W., Wang, C., Pan, S., Zhang, C., Huang, Y. and Liu, Z. (2024) 'Effects of Elevation and Geomorphology on Cadmium, Lead and Chromium Enrichment in Paddy Soil and Rice: A Case Study in the Xiangtan Basin of China'. *Science of The Total Environment*, Vol. 912, pp. 168613–168613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168613>

Yi, R., Xu, X., Zhu, S., Zhang, Y., Zhong, F., Zeng, X. and Xu, C. (2021) 'Difference in Hydraulic Resistance between Planted Forest and Naturally Regenerated Forest and Its Implications for Ecosystem Restoration in Subtropical Karst Landscapes'. *Journal of Hydrology*, Vol. 596, pp. 126093–126093. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126093>

Yin, H., Zhang, Z., Jia, L., Xue, J., Liu, L., Chang, J., Xing, Z., Ye, H. and Guo, J. (2023) 'Impact of Long-Term Fencing Measures on Soil Physicochemical and Stoichiometry Characteristics of Desert Steppe in Alpine Regions'. *Global Ecology and Conservation*, Vol. 45, pp. e02535–e02535. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02535>

Yuan, K., Wang, C., Zhang, C., Huang, Y., Wang, P. and Liu, Z. (2020) 'Rice Grains Alleviate Cadmium Toxicity by Expanding Glutamate and Increasing Manganese in the Cadmium Contaminated Farmland'. *Environmental Pollution*, Vol. 262, pp. 114236–114236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114236>

Yue, Z., Chen, Y., Chen, C., Ma, K., Tian, E., Wang, Y., Liu, H. and Sun, Z. (2021) 'Endophytic *Bacillus Altitudinis* WR10 Alleviates Cu Toxicity in Wheat by Augmenting Reactive Oxygen Species Scavenging and Phenylpropanoid Biosynthesis'. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 405, pp. 124272–124272. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124272>

Zhang, Y. and Goss, G. G. (2022) 'Nanotechnology in Agriculture: Comparison of the Toxicity between Conventional and Nano-Based Agrochemicals on Non-Target Aquatic Species'. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 439, pp. 129559–129559.

Zang, M., Nascimento, P.C., Bayer, C., Anghinoni, I., Toni, C., Silva, E.R. and Vodzik, G. (2022) 'Soil Quality in Hydromorphic Ecosystems Decrease with Intensification of Pre-Germinated Rice Production, Even under Ecologically Based Production System'. *Geoderma Regional*, Vol. 31, pp. e00582–e00582. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00582>

Zhang, H., Degré, A., De Clerck, C., Li, S., Lian, J., Peng, Y., Sun T., *et al.* (2024). 'Changes in bacterial community structure and carbon metabolism in sandy soil under the long-term application of chitin-rich organic material and attapulgitite.' *Applied Soil Ecology*, Vol. 194, pp. 105161. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105161>

Zhang, Q., Chen, H.-F., Huang, D.-Y., Guo, X.-B., Xu, C., Zhu, H.-H., Li, B., Liu, T.-T., Feng, R.-W. and Zhu, Q.-H. (2022) 'Sulfur Fertilization Integrated with Soil Redox Conditions Reduces Cd Accumulation in Rice through Microbial Induced Cd

Immobilization'. *Science of The Total Environment*, Vol. 824, pp. 153868–153868.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153868>

Zhang, X., Hu, J., Wang, L., Liu, K., Tian, S. and Zhou, W. (2023) 'Alterations in Litter Chemical Traits and Soil Environmental Properties Limit the Litter Decomposition of Near-Mature Robinia Pseudoacacia Plantations'. *Geoderma*, Vol. 439, pp. 116668–116668.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116668>

Zhu, H., Chen, C., Xu, C., Zhu, Q. and Huang, D. (2016) 'Effects of Soil Acidification and Liming on the Phytoavailability of Cadmium in Paddy Soils of Central Subtropical China'. *Environmental Pollution*, Vol. 219, pp. 99–106.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.043>

4 CAPÍTULO 2 – Manuscrito 2

Será submetido ao Periódico – Chemosphere

Análise de Contaminantes ambientais emergentes em solo

Analysis of emerging environmental contaminants in soil

Kéli Hofstätter^a, Patrícia Raquel Vargas^a, Vanessa Faco Tarone^a, Victoria Moreira dos Santos^a, Ingrid Batista Pacheco^b, Larissa Rafaela Flores^a, Renato Zanella^c, Osmar Damian Prestes^c, Willian Fernando de Borba^a, Jaqueline Ineu Golombieski^{a*}

^a Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Linha Sete de Setembro, s/n, BR 386, Km 40, Frederico Westphalen, RS, 9800-400, Brasil

^b Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná (UFPR), 80060-000 Curitiba/PR, Brasil

^c Departamento de Química, UFSM, Avenida Roraima, n. 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, 97105-900, Brasil

*Autor correspondente

Dra Jaqueline Ineu Golombieski

Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Linha Sete de Setembro, s/n, BR 386, Km 40, Frederico Westphalen, RS, 9800-400, Brasil

E-mail: jaqueline.golombieski@ufsm.br

Telefone: +55 55 3744-0759

RESUMO

O solo é um recurso natural imprescindível para o ser humano e os mais diversos seres vivos que nele habitam e dele dependem para sua existência, sendo altamente explorado, tornando-o susceptível à contaminação ambiental. Este trabalho teve por objetivo realizar uma avaliação dos agrotóxicos presentes no solo ao entorno de poços profundos de água de consumo humano. O estudo foi realizado em dezoito municípios e abrangeu vinte e uma propriedades rurais particulares. A coleta das amostras de solo foi realizada nos usos e ocupação: campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais, em duas campanhas amostrais. A detecção e quantificação de agrotóxicos no solo foi realizada pelo método rápido, fácil, barato, eficaz, robusto e seguro, modificado. Os resultados das análises químicas foram comparados com a legislação vigente para verificar a qualidade do solo. Como resultados obtidos, de 161 ingredientes ativos de agrotóxicos analisados, foram detectados para o uso e ocupação de solo de arroz irrigado os ingredientes ativos imazetapir e triciclazol na primeira campanha amostral. Para culturas anuais dezoito ingredientes ativos foram detectados entre as duas campanhas amostrais. Em campo nativo não foram detectados agrotóxicos nas duas campanhas amostrais. Dentre os compostos químicos encontrados, nenhum está contemplado na legislação vigente. Desta forma, foi possível determinar e quantificar os compostos químicos com destaque para o inseticida imidacloprido. Por conseguinte, pode-se estabelecer uma relação com a concentração de compostos químicos e a profundidade de solo analisada, bem como o uso e ocupação do solo ao entorno dos locais com alta degradação ambiental, além das práticas de manejo adotadas possivelmente estarem influenciando na qualidade do solo.

Palavras Chave: Agrotóxicos; Influência antrópica; Propriedades rurais; Qualidade do solo; QuEChERS

ABSTRACT

Soil is an essential natural resource for humans and the various living beings that inhabit it depend on it for their existence. It is highly exploited, making it susceptible to environmental contamination. This study aimed to assess the presence of pesticides in the soil surrounding deep well water used for human consumption. The study was conducted in eighteen municipalities and encompassed twenty-one private rural properties. Soil samples were collected from different land uses: native fields, irrigated rice fields, and annual crops, during two sampling campaigns. Pesticides in the soil were detected and quantified using a modified method that is quick, easy, inexpensive, effective, robust, and safe. The results of the chemical analyses were compared with current legislation to assess the soil quality. Regarding the results obtained, out of 161 pesticide active ingredients analyzed, imazethapyr and tricyclazole active ingredients were detected for the land use and occupation of irrigated rice fields in the first sampling campaign. For annual crops, eighteen active ingredients were detected between the two sampling campaigns. No pesticides were detected in native fields in both sampling campaigns. Among the chemical compounds found, none are covered by current legislation. Thus, the chemical compounds were determined and quantified, especially the insecticide imidacloprid. Therefore, a relationship between the concentration of chemical compounds and the depth of soil analyzed, as well as the land use and occupation around areas with high environmental degradation, can be established. Furthermore, the management practices adopted may influence the soil quality.

Keywords: Pesticides; Anthropogenic influence; Rural properties; Soil quality; QuEChERS

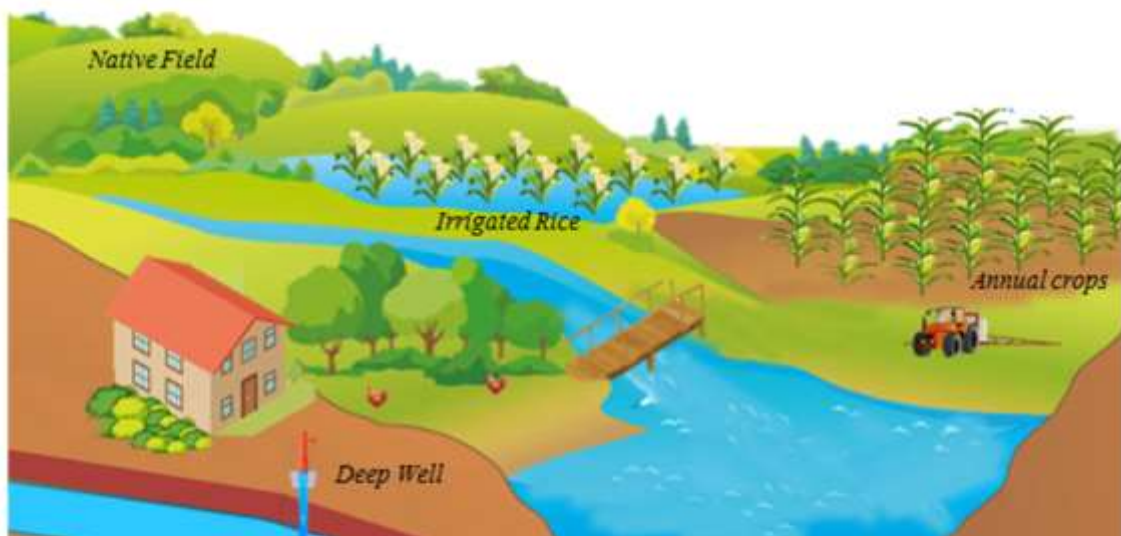
DESTAQUE (HIGHLIGHTS)

As atividades antropogênicas propiciam a contaminação ambiental.

Ingredientes ativos de agrotóxicos alteram a qualidade do solo de culturas agrícolas.

Áreas preservadas apresentam resultados satisfatórios quanto aos contaminantes ambientais emergentes.

RESUMO GRÁFICO (GRAPHICAL ABSTRACT)



1 INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural considerado não renovável e isto se dá em grande parte por sua baixa taxa de renovação a proporcionalidade humana, sendo altamente vulnerável às ações antrópicas e aos efeitos das variações do clima. Além disso, este compartimento ambiental desempenha papel importante na biodiversidade do planeta e nos ecossistemas, bem como para a qualidade ambiental (Aguirre et al., 2023). De acordo com Chen et al. (2022), o solo exerce função em relação às alterações climáticas, atuando como um reservatório de carbono, podendo em um período de vinte e cinco anos reter vinte gigatoneladas deste elemento.

Segundo as Nações Unidas (2019), no final do século XXI a estimativa para a população mundial é que alcance o seu pico, chegando a 11 bilhões de pessoas no planeta Terra. O crescimento populacional das últimas décadas proporcionou um crescimento econômico, juntamente com a evolução da civilização, a urbanização e a industrialização, fatores estes que expandiram as atividades antrópicas, levando a uma maior exploração dos recursos naturais, crescendo uma massiva geração de resíduos e o aparecimento de novos contaminantes (Yadav et al., 2021).

A poluição ambiental pode ser entendida como a incorporação de substâncias perigosas ao meio ambiente, podendo estas serem designadas como poluentes ou contaminantes ambientais (Khan et al., 2023). Os Contaminantes Ambientais Emergentes (CAE) correspondem a uma grande variedade de compostos químicos presentes no meio ambiente que provém de atividades antrópicas diárias, como: agrícolas, domésticas, industriais e de saúde (Ramírez-Malule, Quiñones-Murillo and Manotas-Duque, 2020), com potencial de causar efeitos toxicológicos adversos ao meio ambiente e aos seres humanos (Kumar et al., 2022).

Os CAE compreendem substâncias como fármacos, fragrâncias, plastificantes, produtos de higiene pessoal, produtos de limpeza, agrotóxicos, microplásticos e nanomateriais (Barboza and Gimenez, 2015; Puri, Gandhi and Kumar, 2023). Ainda que muitos dos compostos químicos não sejam necessariamente novos, os meios analíticos de análise podem ser considerados contemporâneos, pois somente recentemente eles tornaram-se mais sensíveis à detecção podendo ser encontrados em parte por bilhão (ppb) nos diversos recursos naturais como água, ar e solo (Puri, Gandhi and Kumar, 2023).

Dentre os CAE, os agrotóxicos têm sido aplicados na agricultura há muitas décadas, tendo como finalidade o desenvolvimento agrícola, com foco na redução das perdas dos produtos, melhoramento no rendimento da produtividade agrícola, qualidade dos alimentos e para atender o aumento na busca mundial por alimentos (Bhandari et al., 2020; Taufeeq et al., 2021). Estes apresentam inúmeras aplicabilidades podendo ser usados no tratamento de sementes (antes do plantio) ou até mesmo após a germinação, sendo pulverizados quando doenças ou pragas atingem as plantações (culturas) e/ou antes do embarque dos produtos agrícolas (Park et al., 2020). Os agrotóxicos podem ser classificados em: acaricidas, desfolhantes, herbicidas, inseticidas e fungicidas (INCA, 2023; Jo et al., 2021).

Conforme Maggi et al. (2019), o mundo utiliza todos os anos cerca de quatro milhões de toneladas de agrotóxicos, porém do total utilizado apenas uma parcela atinge o seu alvo no controle de pragas nas plantações. Tudi et al. (2022a) relata que o restante utilizado atinge as plantas e outros organismos não-alvos, que por consequência pode vir a contaminar o meio ambiente, causando impactos significativos e negativos ao ecossistema agrícola. A contaminação ambiental é descrita diversas vezes e reconhecida como uma grande causadora de doenças humanas (Abdel-Halim and Osman, 2020; Tudi et al., 2022b). Além disso, em decorrência da aplicação dos agrotóxicos, mais de dois milhões de pessoas expõem-se a riscos altos para a saúde, com destaque para os países em desenvolvimento (Geology and Human Health, 2024).

Para preservar a qualidade do solo e evitar a contaminação deste compartimento ambiental por compostos químicos advindos de ação antrópica, como por exemplo, a agricultura por meio do uso de agrotóxicos, a Resolução nº 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil, 2009) dispõe sobre critérios e valores norteadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

O solo contém quase um quarto da diversidade do planeta, fato este que faz com que seja considerado um dos recursos naturais mais complexos e diversos (García et al., 2022). Neste contexto, é a base para a agricultura mundial e os agricultores dependem deles para produzir cerca de 95 % dos alimentos que são consumidos no mundo (FAO, 2000).

O Brasil é o quinto maior país em território, possui uma área de 8.516.000 km² e uma das maiores biodiversidades devido ao seu clima e ecossistemas (Caballero et al., 2023), apresentando a agricultura como uma das bases de sua economia e com produção agrícola diversificada. No entanto, pode ser considerado um dos países que mais utiliza/consome

agrotóxicos no mundo, ocupando ainda a sétima posição de consumidor por área cultivada (Fernandes et al., 2020; Didoné et al., 2021).

Neste contexto, o presente trabalho realizou a determinação e quantificação de CAE através de ingredientes ativos de agrotóxicos no solo ao entorno de poços profundos de água de consumo humano.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido no Estado do Rio Grande do Sul (Brasil), contemplando dezoito municípios e vinte e uma propriedades rurais particulares. As propriedades foram selecionadas com os usos e ocupação (sete repetições para cada um): campo nativo, arroz irrigado e culturas anuais (milho, soja, trigo) (ver Figura 1 capítulo 1).

2.2 CAMPANHA AMOSTRAL DE SOLO

A coleta de solo foi realizada em duas campanhas amostrais, sendo a primeira em outubro a novembro/2021 e a segunda em janeiro/2022, correspondendo às estações sazonais de primavera e verão, respectivamente.

A amostragem de solo foi realizada a uma distância de aproximadamente 1 m dos poços de água de consumo humano coletadas com o auxílio de uma pá de corte e um Trado Holandês, na profundidade de 0,3 m e, após cada amostra retirada, as ferramentas foram desinfetadas para evitar contaminação cruzada entre as amostras. O solo coletado foi armazenado em sacos plásticos e transportado à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *Campus* da UFSM em Frederico Westphalen - RS.

No laboratório de análise de solo as amostras foram identificadas e secas ao ar, destorroadas e as raízes e pedras foram removidas. Com o auxílio de Gral e pistilo foram maceradas e separadas as frações do solo por tamisação (peneiração) para a obtenção da homogeneização da fração menor que 2 mm, atingindo a fração de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Posteriormente, as amostras foram armazenadas em tubos plásticos e encaminhadas para o Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de

Santa Maria (UFSM, *Campus* Santa Maria), o qual possui selo de acreditação pelo INMETRO (ABNT NBR ISO/IEC 17025/2017).

2.3 ANÁLISE DOS CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES (CAE)

A análise de CAE de ingredientes ativos (IA) de agrotóxicos foi realizada pelo método QuEChERS (rápido, fácil, barato, eficaz, robusto e seguro), modificado para a extração de multiresíduos de pesticidas do solo e empregando a Cromatografia Líquida e a Espectrometria de Massas (LC-MS/MS) (Prestes et al., 2009; Prestes, Adaime and Zanella, 2011).

Os compostos químicos quantificados pertencem às classes de acaricidas, fungicidas, herbicidas e inseticidas e foram analisados um total de 161 IA de agrotóxicos entre a primeira e a segunda campanha de coleta de amostras de solo com respectivos limites de detecção do método (LOD) e limite de quantificação do método (LOQ) (Tabela 1).

Tabela 1 – Ingredientes ativos (IA) de agrotóxicos analisados em solo.

Agrotóxicos	LOD*	LOQ**	Classe	Agrotóxicos	LOD	LOQ	Classe
2,4-D	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Imazapique	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Acetamiprido	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Imazapir	0,010	0,033	Herbicida
Aldicarbe	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Imazaquim	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Ametrina	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Imazetapir	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Atrazina	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Imidacloprido	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Azaconazol	0,003	0,008	Fungicida	Indoxacarbe	0,002	0,008	Inseticida
Azametifós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Iprovalicarbe	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Azinfós-etílico	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida	Linuron	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Azinfós-metílico	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Malationa	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Azoxistrobina	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Metalaxil	0,003	0,008	Fungicida
Bentazona	0,025	0,084	Herbicida	Mecarbam	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Bitertanol	0,010	0,033	Fungicida	Mefosfolam	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Boscalida	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Mepronil	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Bromofós-metílico	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metalaxil	0,002	0,008	Fungicida
Bromuconazol	0,003	0,008	Fungicida	Metamidofós	0,025	0,083 - 0,084	Inseticida
Buprofenzina	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metconazol	0,003	0,008	Fungicida
Butóxido de piperonila	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metidationa	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Carbaril	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metiocarbe	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Carbendazim	0,010	0,033	Fungicida	Metiocarbe sulfona	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Carbofurano	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metiocarbe sulfóxido	0,002	0,008	Inseticida
Carbofurano-3-hidróxido	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Metomil	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida
Carboxin	0,002	0,008	Fungicida	Metoxifenoazida	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Cialofop-b-butílico	0,010 - 0,025	0,033 - 0,084	Herbicida	Metribuzin	0,003 - 0,005	0,008 - 0,017	Herbicida
Cianazina	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Metsulfurom-metílico	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Ciazofamida	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Mevinfós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Cimoxanil	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Miclobutanil	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Ciproconazol	0,003	0,008	Fungicida	Molinato	0,005 - 0,010	0,017 - 0,033	Herbicida
Clofentezina	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Monocrotofós	0,003 - 0,010	0,008 - 0,033	Inseticida
Clomazona	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Monolinuron	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida

Clorantraniiprole	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Nicosulfuron	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Clorfenvinfós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Nuarimol	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Fungicida
Clorimurum-etílico	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Oxadixil	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Fungicida
Clorpirifós-etílico	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Oxamil	0,010 - 0,025	0,033 - 0,083	Inseticida
Clorpirifós-metílico	0,005 - 0,010	0,017 0,033	Inseticida	Paraoxon-etílico	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Clorprofame	0,025	0,083 0,084	Herbicida	Parationa-etílica	0,002	0,008	Inseticida
Clotianidina	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Pencicuroom	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Cresoxim-metílico	0,003 - 0,005	0,008 - 0,017	Fungicida	Penconazol	0,003	0,008	Fungicida
Demeton-S-metil-sulfona	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Penoxsulam	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Diazinon	0,003	0,008	Inseticida	Picoxistrobina	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Fungicida
Diclorvós	0,025	0,083 - 0,084	Inseticida	Piraclostrobina	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Diclosulam	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Pirazofós	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Dicrotofós	0,003	0,008	Inseticida	Piridabem	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Difenoconazol	0,003	0,008	Fungicida	Piridafention	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Diflubenzuron	0,003 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida	Piridato	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Dimetoato	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Pirimetaniil	0,003	0,008	Fungicida
Dimoxistrobina	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Pirimifós-etílico	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Diniconazol	0,005 - 0,025	0,017 - 0,084	Fungicida	Pirimifós-metílico	0,003	0,008	Inseticida
Diuron	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Piriproxifem	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Epn	0,003 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida	Procloraz	0,003	0,008	Fungicida
Epoconazol	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Profenofós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Espinosade A	0,003	0,008	Inseticida	Prometrina	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Espinosade D	0,003	0,008	Inseticida	Propanil	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Ethiofencarb	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida	Propargito	0,002 - 0,003	0,008	Acaricida
Etoprofós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Propiconazol	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Etoxissulfurom	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Propoxur	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Famoxadona	0,002 - 0,010	0,008 - 0,033	Fungicida	Quinalfos	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fenpropatrina	0,002	0,008	Inseticida	Quincloraque	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Herbicida
Fenamidona	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Quinoxifeno	0,003	0,008	Fungicida
Fenamifós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Quizalofop-p-etílico	0,002 - 0,010	0,008 - 0,033	Herbicida
Fenarimol	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Saflufenacil	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida

Fenazaquin	0,003 - 0,005	0,008 - 0,017	Inseticida	Simazina	0,003	0,008	Herbicida
Fenehexamida	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Tebuconazol	0,003	0,008	Fungicida
Fenitrothiona	0,002	0,008	Inseticida	Tebufempirade	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fenoxicarbe	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Tebufenozida	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fenpiroximato-(E)	0,002 - 0,003	0,008	Acaricida	Terbufós	0,005 - 0,010	0,017 - 0,033	Inseticida
Fenpropimorfe	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Tetraconazol	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Fentiona	0,002 - 0,005	0,008 - 0,017	Fungicida	Tiaclopride	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fipronil	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Tiametoxam	0,010	0,033	Inseticida
Fluazifope-P-butílico	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida	Tiobencarbe	0,010	0,033	Herbicida
Fluquinconazol	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Tiodicarbe	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fluroxipir	0,010	0,033	Herbicida	Tiofanato-metílico	0,002	0,008	Fungicida
Flusilazol	0,003	0,008	Fungicida	Tolclofos-metílico	0,010 - 0,025	0,033 - 0,084	Fungicida
Flutolanil	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida	Tolifluanida	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Flutriafol	0,003	0,008	Fungicida	Triadimefon	0,003 - 0,010	0,008 - 0,033	Fungicida
Forato	0,005 - 0,010	0,017 - 0,033	Inseticida	Triadimenol	0,010	0,033	Fungicida
Fosalona	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Triazofós	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Fosmete	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Trifloxissulfurom	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida
Furatiocarbe	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida	Trifloxistrobina	0,002 - 0,003	0,008	Fungicida
Hexitiazoxi	0,002 - 0,003	0,008	Acaricida	Triflumurom	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Imazalil	0,003	0,008	Fungicida	Vamidotion	0,002 - 0,003	0,008	Inseticida
Imazamox	0,002 - 0,003	0,008	Herbicida				

*LOD (limite de detecção do método utilizado); **LOD (limite de quantificação do método): ambos em mg.kg⁻¹

3 RESULTADOS

Os resultados obtidos através da avaliação de IA de agrotóxicos demonstraram que no uso e ocupação de solo de campo nativo estes não foram detectados em nenhuma das campanhas amostrais (Tabela 2). Por outro lado, para a primeira campanha foram detectados 20 IA de agrotóxicos, sendo em arroz irrigado (Imazetapir, Triciclazol) e culturas anuais (Atrazina, Azoxistrobina, Clorantraniliprole, Clorpirifós-etílico, Clotianidina, Diflubenzuron, Epoxiconazol, Fenpropimorfe, Fipronil, Imidacloprido, Metomil, Piraclostrobina, Propiconazol, Saflufenacil, Tetraconazol, Tiametoxam, Trifloxistrobina e Triflumurom) enquanto que para a segunda campanha somente cinco IA se repetiram em culturas anuais (Clotianidina, Fipronil, Imidacloprido, Tetraconazol e Tiametoxam).

Table 2 – Pontos amostrais de solo e respectivos IA nas duas campanhas de coleta.

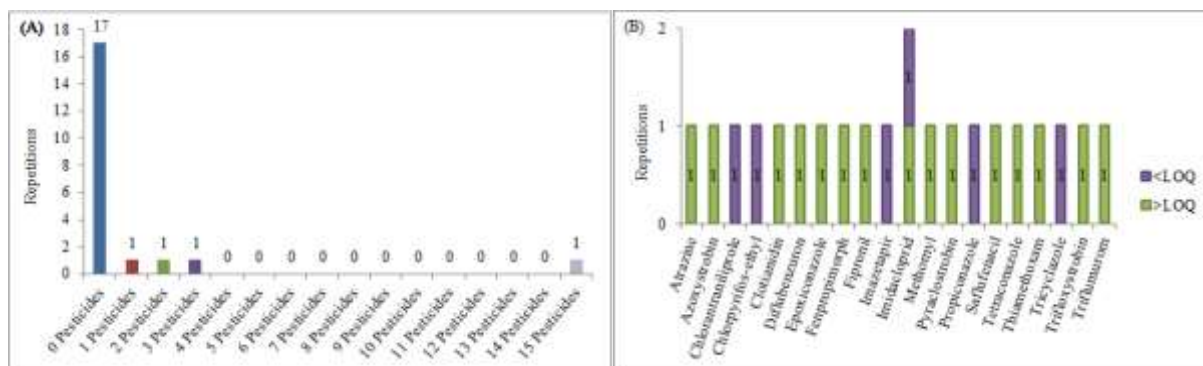
Uso e ocupação do solo/ Repetições	1ª Campanha Amostral		2ª Campanha Amostral				
	Agrotóxicos	Concentração	Agrotóxicos	Concentração			
Campo Nativo	São Gabriel	n.d		n.d			
	Cacequi	n.d		n.d			
	Rosário do Sul	n.d		n.d			
	São Sepé	n.d		n.d			
	Vila Nova do Sul	n.d		n.d			
	Caçapava do Sul	n.d		n.d			
	Mata	n.d		n.d			
Arroz Irrigado	São Gabriel	n.d		n.d			
	São Sepé	n.d		n.d			
	Cachoeira do Sul	n.d		n.d			
	Candelária	n.d		n.d			
	Santa Maria	Imazetapir Triciclazol	< LOQ < LOQ	n.d			
	Santa Maria São Pedro do Sul	n.d n.d		n.d n.d			
Culturas anuais	Porto Xavier	Imidacloprido	< LOQ	n.d			
	Cândido Godói	n.d		Fipronil	0,017		
				Imidacloprido	0,018		
	Cerro Largo	n.d			n.d		
					Atrazina	0,012	
					Azoxistrobina	0,014	
					Clorantraniliprole	<LOQ	
					Clorpirifós-etílico	<LOQ	
					Diflubenzuron	2,379	
					Epoxiconazol	0,333	
					Fenpropimorfe	0,056	
					Fipronil	0,063	n.d
					Imidacloprido	1,954	
					Metomil	0,017	
					Piraclostrobina	0,239	
					Saflufenacil	0,025	
					Tetraconazol	0,063	
Trifloxistrobina					0,070		
Triflumurom	0,301						

Giruá	n.d		n.d	
Ronda Alta	n.d		n.d	
	Clotianidina	0,079	Clotianidina	0,047
Rondinha	Propiconazol	< LOQ	Tetraconazol	< LOQ
	Tiametoxam	0,140	Tiametoxam	0,133

*A concentração do IA de agrotóxicos se encontra em mg.kg^{-1} ; LOQ = $0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$; n.d. = ingredientes ativos de agrotóxicos não detectados.

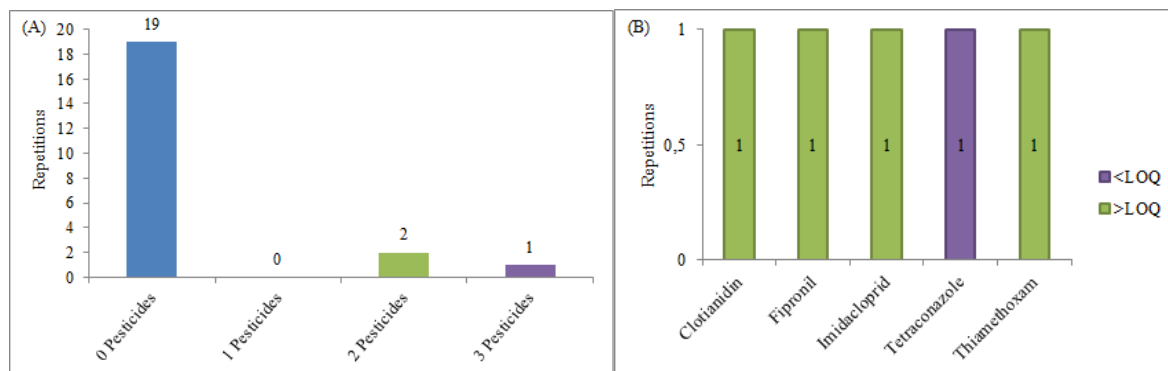
Com base nos resultados de Limite de Detecção do Método utilizado (LOD) para a primeira campanha amostral de solo em 17 repetições estudadas não foram detectados CAE de IA de agrotóxicos nos três usos e ocupação de solo estudados (Figura 1A). Em uma repetição foram detectados 15 agrotóxicos e outras três repetições apresentaram um, dois e três IA de agrotóxicos em cada. Os IA de agrotóxicos, em sua maioria, foram encontrados acima do Limite de Quantificação do Método utilizado ($>\text{LOQ}$), com exceção de seis agrotóxicos que foram encontrados $<\text{LOQ}$ ($\text{LOQ}=0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$) (Figura 1B).

Figura 1 - Distribuição de CAE em solo: (A) IA agrotóxicos detectados na primeira campanha amostral em todos os usos e ocupação de solo; (B) Identificação de IA agrotóxicos menor ($<\text{LOQ}$) e maior ($>\text{LOQ}$) que o Limite de quantificação do método.



Para a segunda campanha amostral, em 19 repetições não foram detectados IA de agrotóxicos em solo e duas repetições apresentaram dois e três agrotóxicos (Figura 2A). Dentre os cinco IA agrotóxicos detectados, somente um apresentou concentração $<\text{LOQ}$ ($0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$), enquanto os outros quatro obtiveram valores $>\text{LOQ}$ (Figura 2B).

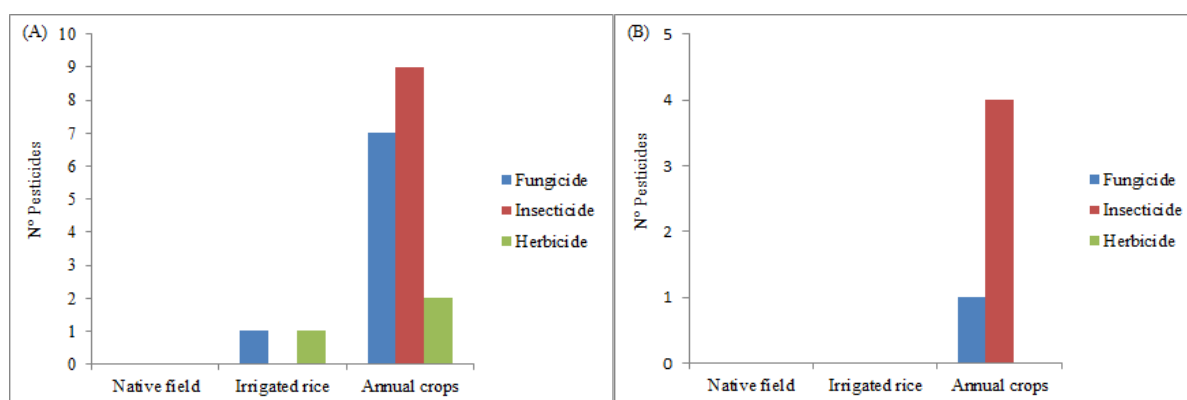
Figura 2 - Distribuição de CAE em solo: (A) IA de agrotóxicos detectados na segunda campanha amostral em todos os usos e ocupação de solo; (B) Identificação de IA de agrotóxicos menor ($<\text{LOQ}$) e maior ($>\text{LOQ}$) que o Limite de quantificação do método.



Os IA de agrotóxicos detectados em amostras de solo pertencem a três classes principais: fungicidas, herbicidas e inseticidas e representaram 40, 15 e 45 %, respectivamente. Para a primeira campanha amostral o uso e ocupação de solo de culturas anuais obteve o maior número de IA de agrotóxicos detectados e quantificados com destaque para os inseticidas (45 %) e fungicidas (35 %) seguido dos herbicidas (10 %) (Figura 3A). Já a cultura de arroz irrigado contabilizou 5 % para fungicidas e 5 % de herbicidas na primeira campanha amostral. Contudo 90 % do IA de agrotóxicos foram detectados nas culturas anuais e somente 10 % na cultura de arroz irrigado.

Como resultados obtidos na segunda campanha amostral somente no uso e ocupação de solo de culturas anuais foi detectado IA de agrotóxicos com 80 % de inseticidas e 20 % de fungicidas (Figura 3B).

Figura 3 – Distribuição de classes de agrotóxicos detectados por usos e ocupação do solo: (A) primeira campanha amostral de solo e (B) segunda campanha amostral coleta de solo.



4 DISCUSSÃO

A literatura científica aponta que mais de 50 % dos agrotóxicos aplicados nas plantações acabam entrando no solo o que leva a uma poluição preocupante dos ecossistemas, com ênfase para os agrotóxicos com meia-vida de longa degradação (Bhandari et al., 2020; Cui et al., 2022). O comportamento e o destino dos agrotóxicos no meio ambiente são administrados por processos de transformação que incluem a degradação de suas moléculas por meio de processos químicos (adsorção/dessorção), fotoquímicos ou microbiológicos (Gavrilescu, 2005). Entretanto, a produção de alimentos depende fortemente do uso destes compostos químicos para prevenir e combater doenças nas plantas, cada vez mais necessário e difundido na agricultura e que pode vir a exercer um efeito prejudicial sobre organismos não-alvos do solo (Wang, Zhou and Cang, 2009).

Nessa pesquisa, dentre os oito IA de agrotóxicos detectados, da classe dos fungicidas, o uso e ocupação de solo de culturas anuais apresentou 87,5 % de prevalência, seguido de arroz irrigado com 12,5 % que nestes usos e ocupação de solo, apenas o propiconazol e triciclazol respectivamente que apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação do método ($< \text{LOQ} = 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$) na primeira campanha amostral. Já o Tetraconazol foi o único fungicida detectado na segunda campanha amostral e apresentou concentração abaixo do limite de quantificação do método ($< \text{LOQ} = 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$). Sułowicz and Piotrowska-Seget (2016), aponta que a aplicação a longo prazo desta classe de agrotóxicos pode levar a perturbação de comunidades microbianas do solo, reduzindo a biomassa de microrganismos não alvo, assim como danos ao meio ambiente e a qualidade do solo.

Regularmente utilizado nas lavouras de arroz, fungicidas, são utilizados para controlar a brusone do arroz no sul do Brasil, o seu uso extensivo também resultou na contaminação dos recursos hídricos naturais, tornando-o um dos agrotóxicos mais comumente detectados na água e nos sedimentos nas lavouras arrozeiras (Calvo et al., 2021; Wang et al., 2021), apresentando ainda uma meia-vida prolongada de 4 a 17 meses no sistema sedimentar água-solo (Padovani et al., 2006).

O fungicida azoxistrobina detectado no uso e ocupação de culturas anuais na concentração de $0,014 \text{ mg.kg}^{-1}$ é aplicado constantemente em áreas agrícolas e apresenta uma meia-vida que pode variar de 14 dias a 6 meses (Edwards, Murphy and Lydy, 2016). Estudos demonstram que ele pode ser considerado tóxico para muitos organismos não alvo, como por exemplo, as minhocas (Xu et al., 2021). Já o epoxiconazol detectado em culturas anuais em concentração de $0,333 \text{ mg.kg}^{-1}$ é frequentemente usado em altas concentrações em doenças em frutas, vegetais, chás e grãos e sua longa persistência no solo torna-o uma ameaça potencial para os microrganismos do solo (Xue et al., 2022), apresentando uma meia-vida que

varia de várias semanas a mais de dois anos, dependendo do tipo, das propriedades e condição do solo (Kaziem et al., 2020).

A piraclostrobina com concentração de $0,239 \text{ mg.kg}^{-1}$ no uso de culturas anuais tem se tornado um dos fungicidas mais populares nos últimos anos devido ao seu bom controle e sua abrangência (Chen et al., 2018). Segundo Sintim et al. (2019), este IA pode influenciar a saúde do solo, que foi definida como a capacidade contínua do solo de funcionar como um ecossistema vivo vital que sustenta plantas, animais e humanos. Da mesma forma que a trifloxistrobina foi classificada entre os cinco principais fungicidas de estrobilurina em vendas (Li et al., 2018; Qu et al., 2019) e é amplamente utilizada nas culturas de soja, milho e algodão e em estudos realizados foi possível detectar em solos agrícolas concentrações de IA de $0,005\text{--}0,09 \text{ mg.kg}^{-1}$ de trifloxistrobina que corroboram ao presente estudo ($0,070 \text{ mg.kg}^{-1}$) detectado para culturas anuais (Wang et al., 2015; Luo et al., 2019).

Além do mais, os IA agrotóxicos de fenpropimorfe e propiconazol foram detectados no uso e ocupação de culturas anuais em concentrações de $0,056$ e $< \text{LOQ} (0,008) \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. O fenpropimorfe é um fungicida foliar que pertence ao grupo da morfolina dos inibidores da biossíntese de esterol e que absorve fortemente as partículas orgânicas do solo. Thirup et al. (2001) relata efeitos colaterais nos organismos do solo, afetados ainda que na dose recomendada em campo, portanto, também é provável que seja ativo contra fungos de solo não-alvo. O propiconazol é utilizado no controle de doenças fúngicas na agricultura e em formulações para preservação de madeira (Cao et al., 2020). Ainda segundo Price et al. (2015) devido a sua extensa aplicação para proteção de plantas, na redução da sensibilidade ou resistência dos fungos alvo deste fungicida, o mesmo tem sido frequentemente relatado desde a década de 1990.

O tetraconazol foi encontrado no presente estudo no uso e ocupação de culturas anuais em duas propriedades rurais nos municípios de Guarani das Missões (Época 1) e Rondinha (Época 2) com concentração de $0,063$ e $< \text{LOQ} (0,008) \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Considerado persistente no ambiente do solo porque a degradação microbiana, a hidrólise e a fotólise seguem-se lentamente, entretanto ainda há muito pouca informação sobre o impacto do tetraconazol no ambiente do solo (Sułowicz and Piotrowska-Seget, 2016). Estudos realizados em laboratório e campo estimam a meia-vida na faixa de 67 dias (Alam et al., 2013).

É importante comentar que o regime de precipitação pluviométrica é quem regula a maior ou menor quantidade de doenças fúngicas em culturas agrícolas. Segundo Wu et al. (2021), o uso excessivo e contínuo de todo e qualquer fungicida para prevenção e controle de

doenças pode vir a causar seu acúmulo no meio ambiente, afetando negativamente os ecossistemas e seus organismos. Atualmente os fungicidas são amplamente utilizados também no tratamento de sementes de culturas como arroz irrigado e culturas anuais (trigo, soja e milho). Apesar de serem aplicados no arroz irrigado, não encontram-se pesticidas na segunda campanha amostral em função da degradação destas substâncias.

O solo pode ser considerado um reservatório para os agrotóxicos e o acúmulo de herbicidas pode resultar em uma poluição do solo, vindo a causar danos ao meio ambiente e aos mais diversos ecossistemas, bem como, interferir no crescimento de plantas e no desenvolvimento das culturas agrícolas, podendo ainda reduzir a produção de alimentos (Gao et al., 2023).

O Brasil tem apresentado uma agricultura cada vez mais resistente a herbicidas para o controle de plantas daninhas o que consecutivamente elevou o aumento do uso dos mesmos. Além disso, a aplicação de herbicidas no Brasil representa cerca de 60% do total de agrotóxicos, com destaque para a cultura da soja (Pertile et al., 2021).

Os herbicidas são predominantemente usados para controlar gramíneas e ervas daninhas de folha larga no cultivo de diversas culturas, incluindo arroz, cana-de-açúcar, sorgo, milho e entre outras (Walder et al., 2022), aplicado em pré e pós-emergência (Grossmann et al., 2011).

Nos Estados do Rio Grande do Sul (RS) e de Santa Catarina (SC), (Brasil) lavouras cultivadas com arroz irrigado são apontadas como grandes contaminantes ambientais, liberando no ambiente agrotóxicos que podem chegar aos mananciais hídricos (Reimche et al., 2008; 2014). O herbicida imazetapir foi encontrado no presente estudo no uso e ocupação de solo de arroz irrigado ($< \text{LOQ} = 0,008 \text{ mg.kg}^{-1}$), assim como o herbicida saflufenacil em concentração de $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$ em culturas anuais. Ambos herbicidas pertencem à família das pirimidinadiona (Grossmann et al., 2010; Camargo et al., 2012). E conforme Yao et al. (2020), imazetapir apresenta uma decomposição lenta no solo e pode permanecer neste local por um período prolongado, com meias-vidas variando de 7 a 97,9 dias. Na cultura do arroz, o saflufenacil pode ser um possível parceiro combinado com imazetapir para complementar o controle de plantas daninhas de folha larga (Camargo et al., 2012). Saflufenacil é utilizado para folhas largas residuais em milho e outras (Soltani, Shropshire and Sikkema, 2009) e é altamente eficaz em plantas daninhas dicotiledôneas (como a cultura da soja) encontrada no uso e ocupação de culturas anuais no presente estudo.

A atrazina é amplamente utilizada para controlar certas ervas daninhas de folha larga, principalmente em milho, sorgo e culturas de cana-de-açúcar (Solomon et al., 1996). Este

princípio ativo foi detectado no uso e ocupação do solo de culturas anuais em concentração de $0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$ e é persistente a longo prazo, tendo uma meia-vida de aproximadamente 4 a 57 semanas no solo (Derakhshan et al., 2018). Moreover, Szewczyk, Kuśmierska and Bernat (2018), retratam um desafio ambiental em solos agrícolas, ainda que em concentrações mais baixas, devido à sua difusão com chuvas ou água de irrigação. Desta forma os herbicidas podem causar efeitos negativos na degradação do solo e ainda caracterizar riscos à saúde humana e animal na cadeia alimentar (Zhang et al., 2019; Dou et al., 2020). Este fato está relacionado com o presente estudo, em que houve valor médio de precipitação pluviométrica de 238 mm em outubro de 2021 no uso e ocupação de culturas anuais. A atrazina não foi encontrada na campanha amostral 2 em solos pois devido a alta precipitação pluviométrica ocorrida provavelmente este composto químico foi lixiviado no solo.

Frequentemente inseticidas são aplicados na agricultura a fim de controlar as pragas, sendo crucial para o enriquecimento da produção agrícola e evolução da agricultura (Barathi et al., 2024). Segundo Schmitz et al. (2022), as infestações de pragas nas culturas são responsáveis em 45 % da perda anual na produção de alimentos, em virtude disso uma diversidade de inseticidas é utilizada para o controle eficiente.

Os inseticidas neonicotinoides são os mais utilizados/consumidos por todo o mundo, porém os mesmos têm propriedades que podem causar efeitos ecológicos adversos, tornando-os de grande interesse ambiental (Yamamuro et al., 2019). Segundo Wang et al. (2023), o acetamiprid, clotianidina, dinotefuran, imidacloprido e tiametoxam são os inseticidas mais conhecidos. O acúmulo de resíduos de agrotóxicos em solos agricultáveis pode também atingir os curso d'água e habitats próximos como áreas naturais protegidas, por meio de lixiviação, escoamento, drenagem, erosão, volatilização e deposição (Jeyaseelan et al., 2024).

Todos os inseticidas detectados no presente estudo foram encontrados no uso e ocupação de culturas anuais. O IA imidacloprid foi detectado no presente trabalho, duas vezes na campanha amostral 1 ($< \text{LOQ}$ e $1,954 \text{ mg.kg}^{-1}$) e uma vez na campanha amostral 2 ($0,018 \text{ mg.kg}^{-1}$). Segundo Wang et al. (2023), o imidacloprida foi o inseticida mais consumido no mundo, entretanto em virtude da vasta aplicabilidade e as suas propriedades físico-químicas, este apresenta maior facilidade de se propagar pelos ecossistemas aquáticos e terrestres e acumular-se nas plantas. No presente estudo este IA foi encontrado com o maior valor de $1,954 \text{ mg.kg}^{-1}$ no solo, valor número considerado três vezes superior aos encontrados por Anderson and Harmon-Threatt (2019) ($0,012\text{--}0,650 \text{ mg.kg}^{-1}$). Raby et al. (2018), em estudos anteriores indicam que pode afetar de forma negativa uma gama de organismos, incluindo insetos não-alvo e até mesmo os seres humanos. Imidacloprido encontrado nas águas do rio

Potiribu (<LOQ) pode estar associado ao milho agrícola e à soja de cultivo no verão, bem como no cultivo de trigo no outono (Storck et al., 2022) o que pode explicar os resultados do presente estudo.

O fipronil foi detectado no uso e ocupação de culturas anuais tanto na campanha amostral 1 (0,063 mg.kg⁻¹) quanto para campanha amostral 2 (0,017 mg.kg⁻¹) de coleta de solo. O fipronil apresenta uma vasta aplicação no uso agrícola como inseticida e uso veterinário, principalmente para o controle de carrapatos, entretanto o mesmo pode ser dito como altamente tóxico para os organismos no solo considerados não-alvo (Zortéa et al., 2018). Além disso, segundo Miguel et al. (2008), o produto original sofre várias alterações metabólicas e degradações abióticas em diversos subprodutos.

Entretanto a clotianidina e tiametoxam foram os únicos CAE de IA agrotóxicos (inseticidas) detectados na mesma propriedade tanto para a campanha amostral 1 (0,079 e 0,140 mg.kg⁻¹, respectivamente) quanto para campanha amostral 2 (0,047 e 0,133 mg.kg⁻¹, respectivamente), a clotianidina é um inseticida utilizado no tratamento de sementes, porém em menor escala também é utilizada na pulverização foliar ou até mesmo na formulação granular para tratamento do solo (Bonmatin et al., 2014). Todos os tipos de aplicação provocam a presença de quantidades residuais no solo, muito disto se deve a sua persistência e solubilidade em água considerando que é altamente móvel no meio ambiente e pode ser facilmente lixiviado (Melo et al., 2022).

O tiametoxam tem alta aplicabilidade no mundo todo para o controle de insetos, além do mais, apresenta alta persistência no solo variando conforme o clima predominante e os tipos de solo, apresentando uma meia vida que pode variar de dias até anos (Hilton, Jarvis and Ricketts, 2015). Estudos relatam que o tiametoxam apresentou alta mobilidade e baixos coeficientes de distribuição de adsorção, e a meia-vida variou de 65 a 170 dias nos solos (Li et al., 2018) e 46 a 301 dias influenciado pelo teor de umidade do solo (Gupta, Gajbhiye and Gupta, 2008).

Os inseticidas clorantraniliprole e o Clorpirifós-etílico foram encontrados nas concentrações de (<LOQ = 0,008 mg.kg⁻¹) em culturas anuais. O clorantraniliprole possui excelente desempenho de controle, e sua persistência depende das características do solo. Esta classe de inseticidas atingiu um alto nível de destaque no mercado devido às suas características biológicas, ecológicas favoráveis e atributos toxicológicos, substituindo os principais usos de outros inseticidas (organofosforados, piretroides, carbamatos e neonicotinoides) (Sutili et al., 2020). No cultivo de arroz, o clorantraniliprole foi moderadamente ou fracamente absorvido pelo solo e nos arrozais, respectivamente, e a sua

meia-vida variou de 40 a 53 dias sem alteração significativa da população microbiana do solo (Redman et al., 2019). No presente estudo o IA de clorantniliprole não foi detectado em uso e ocupação de cultura de arroz irrigado. Já o clorpirifós atinge uma ampla dimensão e é utilizado para grande número de insetos que infectam diversas culturas importantes (Briceño et al., 2012).

O diflubenzuron apresentou concentração de $2,379 \text{ mg.kg}^{-1}$ no presente estudo e é considerado um inseticida de baixa toxicidade e baixa necessidade dosagem e ainda baixa poluição, além de alta eficiência e longa duração e seletividade para insetos apresentando eficácia particular contra pragas de lepidópteros (mariposas e borboletas) (Han et al., 2022). Entretanto pode vir a causar lesões hepatocelulares dependentes da dose em humanos, o que ressalta a notoriedade de estudos e investigações pertinentes em relação à presença de resíduos de diflubenzuron no meio ambiente (Ji et al., 2023).

O inseticida metomil foi detectado na concentração de $0,017 \text{ mg.kg}^{-1}$ e é usado para controlar diferentes estágios de crescimento de pragas, desde ovos, larvas e adultos (Tomašević, Petrović and Mijin, 2019). Segundo Wu et al. (2014), a meia vida varia conforme o ecossistema, e no solo oscila de 3 a 50 dias, no ar atmosférico entre 160 e 224 dias e na água entre 6 dias e um ano (12 meses). Além disso, pode ser considerado perigoso para o meio ambiente devido à sua alta solubilidade em água ($57,9 \text{ g/L}$ a 25°C), o que limita sua persistência no solo, sendo lixiviado ou percolado para a água (Tomlin, 2011).

O triflumurom foi encontrado na concentração $0,301 \text{ mg.kg}^{-1}$, é considerado como um inseticida fisiológico para aplicação foliar, indicado para o controle das pragas nas culturas de milho, soja, tomate e trigo, entre outros. Este é considerado um dos inseticidas mais completos do mercado, com eficácia para mais de oito pragas em todas suas fases de desenvolvimento (ovo, larva, ninfa, pupa e adulto), sem o inconveniente da irritabilidade (Ibama, 2019).

Os CAE de IA agrotóxicos detectados neste estudo quando comparados com a Resolução do Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009), não estão contemplados pela legislação vigente nacional (brasileira). Contudo faz surgir um alerta para com a importância na atualização de leis de modo que sejam mais abrangentes, contribuindo para a preservação do ecossistema e a qualidade do solo.

Contudo, nestes usos e ocupação do solo na presente pesquisa, há épocas em que se faz necessários a entrada de compostos químicos nas lavouras de trigo/milho/soja com mais intensidades, dependendo da umidade relativa do ar atmosférico relacionadas aos índices de precipitação pluviométrica nestes períodos, que foram considerados altos em 2021. Também

cabe associar que os três grãos produzidos anualmente através do uso e ocupação de culturas anuais utilizam uma grande quantidade de agrotóxicos quando comparados ao cultivo de arroz irrigado que se adotadas as recomendações preconizadas para esta cultura, podem controlar através de prática de manejo da lâmina de água a incidência de plantas daninhas, por exemplo, reduzindo-se assim a aplicação de herbicidas.

O uso massivo dos agrotóxicos leva a uma poluição ambiental, atingindo organismos e áreas que não foram o alvo principal da aplicação, como a água, o ar e o solo. Além disso, é importante salientar que a maioria dos agrotóxicos encontrados nas águas superficiais e todos encontrados nas águas subterrâneas entram através do solo (processos de infiltração). Já o seu comportamento seguinte como a degradação e a adsorção é influenciado diretamente pela mobilidade no solo e sua transferência do solo para a água, o ar ou até mesmo os alimentos (Jing et al., 2023).

Morro e Schnitzler (2021) realizaram a avaliação de agrotóxicos em solos de sistemas de produção agrícola convencional e agroecológica em Curitiba/Paraná (Brasil), com coleta de amostras para ambos. O inseticida clorpirifós foi quantificado nos ambientes convencionais, enquanto o herbicida trifluralina foi detectado e quantificado nos dois sistemas de produção agrícola. Os autores concluíram que a aplicação de agrotóxicos em ambientes convencionais pode contaminar ambientes agroecológicos e constataram que as propriedades físico-químicas dos compostos e do solo influenciam seu comportamento no perfil deste.

Pesquisa desenvolvida por Guillemintot et al. (2019), avaliaram a quantificação de cinco agrotóxicos (imidaclopride, clotianidina, tiametoxam, tiaclopride, acetamiprid) no solo e vegetação de campos cultivados agrícolas distribuídos por toda a planície da Suíça, onde não são permitidos inseticidas pela regulamentação deste país. Por conseguinte, obtiveram como resultados que os inseticidas estão presentes em quase todas as amostras de solo e vegetação, com destaque para clotianidina, imidaclopride e tiaclopride, detectados em solos agrícolas, sem histórico de aplicação por um período de até 10 anos.

Os mesmos autores ainda ressaltam que a contaminação difusa pode prejudicar uma fração significativa de espécies benéficas não alvo no solo. Da mesma forma, podem ameaçar a biodiversidade nas áreas de refúgio, ao mesmo tempo em que comprometem potencialmente a prática da agricultura biológica, impedindo o controle biológico de pragas. Além disso, enfatizam para a redução massiva de inseticidas a fim de prevenir danos na biodiversidade e nos ecossistemas, principalmente aqueles ligados aos agroecossistemas.

Estudo realizado por Silva et al. (2019) em amostras de solo de 11 estados membros da União Europeia para seis sistemas de cultivo, detectaram que mais 80% dos solos testados

continham resíduos de agrotóxicos, num total de 166 combinações de diferentes de agrotóxicos, apresentando os compostos de glifosato e seu metabólito ácido aminometilfosfônico (AMPA), o Dicloro-Difenil-Tricloroetano (DDT) e seus metabólitos e os fungicidas boscalida, epoxiconazol e tebuconazol como os mais frequentemente encontrados e nas maiores concentrações. Os autores concluíram que a presença de misturas de resíduos de agrotóxicos nos solos é a regra e não a exceção dos cultivos agrícolas, indicando ainda que os procedimentos de avaliação de riscos ambientais devem ser adaptados para minimizar os riscos relacionados para a vida do solo e para além dela.

Bernasconi et al. (2021), estudaram amostras de solo do sul da província de Buenos Aires (Argentina), por meio da caracterizações espaço-temporais de agrotóxicos em solos, analisando em como um sistema de produção de agricultura a base agroecológica pode ser afetado pelos campos de agricultura a base química ao seu redor. Tal pesquisa constatou que dos 22 agrotóxicos analisados, nove foram detectados e alguns dos quais não eram aplicados há mais de 10 anos nestes locais, além disso, os resultados destacam a mobilidade dos agrotóxicos e que o sistema agroecológico estudado é atingido por agrotóxicos, tanto do sistema convencional vizinho, quanto por estar localizado em uma região dominada pelo sistema de produção dependente de agrotóxicos.

Vickneswaran et al. (2023), realizaram estudo em solos agrícolas Irlandeses para diferentes usos e ocupação do solo, em 25 locais amostrados, dentre estes em 23 locais foram realizadas a aplicação de agrotóxicos para posterior estudo da concentração de agrotóxico no solo. Os autores determinaram que 96 % das amostras de solo tinham concentrações detectáveis de agrotóxicos, mesmo em áreas onde não houvesse histórico de aplicação recente de agrotóxicos. Os mesmos destacam a necessidade de maiores investigações que abranjam o número de agrotóxicos estudados, bem como para avaliar até que ponto os pesticidas aplicados se degradam, lixiviam ou acumulam nos solos e os fatores que têm impacto nisso.

Jing et al. (2023), relatam que usualmente a adsorção dos agrotóxicos está sujeita às próprias propriedades químicas do agrotóxico, bem como também as propriedades físico-químicas dos solos. As propriedades do solo têm grande significância na adsorção dos agrotóxicos, sendo a matéria orgânica do solo a variável mais significativa (Xie et al., 2020). Além disso, fatores como o teor de argila do solo e a capacidade de troca catiônica influenciam na adsorção individual de cada agrotóxico, correlacionada negativamente com o pH do solo (Wang et al., 2020).

5 CONCLUSÃO

O presente trabalho realizou a determinação e quantificação de Contaminantes Ambientais Emergentes (agrotóxicos) através de ingredientes ativos de agrotóxicos no solo ao entorno de poços profundos de água de consumo humano, verificando sua detecção nos dois usos e ocupação do solo de arroz irrigado e culturas anuais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal de Santa Maria (Santa Maria e Campus Frederico Westphalen), a equipe do Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP), ao Instituto de Inovação para o Desenvolvimento Rural Sustentável (EMATER) e ao Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA). Ao Grupo de Monitoramento Ambiental (GMA), por sua assistência e apoio durante todo o projeto, bem como, a todos os agricultores que nos deram autorização para realizar a coleta de amostras de solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Halim, K.Y. and Osman, S.R. (2020). Cytotoxicity and Oxidative Stress Responses of Imidacloprid and Glyphosate in Human Prostate Epithelial WPM-Y.1 Cell Line. *Journal of toxicology*, [online] 2020, pp.1–12. doi: <https://doi.org/10.1155/2020/4364650>.
- Aguirre, V., Viscardi, S., Aguayo, M. and Dumont, P. (2023). Soil resource, a pending regulatory debt in Chile. *Soil security*, [online] 12, pp.100097–100097. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100097>.
- Alam, S., Sengupta, D., Ramen Kumar Kole and Bhattacharyya, A. (2013). Dissipation kinetics of tetraconazole in three types of soil and water under laboratory condition. *Environmental monitoring and assessment*, [online] 185(12), pp.9819–9824. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3294-0>.
- Anderson, N.L. and Harmon-Threatt, A.N. (2019). Chronic contact with realistic soil concentrations of imidacloprid affects the mass, immature development speed, and adult longevity of solitary bees. *Scientific reports*, [online] 9(1). doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40031-9>.
- Barathi, S., Sabapathi, N., Kandasamy, S. and Lee, J. (2024). Present status of insecticide impacts and eco-friendly approaches for remediation-a review. *Environmental research*, [online] 240, pp.117432–117432. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117432>.

- Barboza, L., G., A. and Gimenez, B., C., G. (2015). Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Marine pollution bulletin*, [online] 97(1-2), pp.5–12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.008>.
- Bernasconi, C., Demetrio, P.M., Alonso, L.L., Mac, T.M., Cerdá, E., Sarandón, S.J. and Marino, D.J. (2021). Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture, ecosystems & environment*, [online] 313, pp.107341–107341. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341>.
- Bhandari, G., Atreya, K., Scheepers, P., T., J. and Geissen, V. (2020). Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. *Chemosphere*, [online] 253, pp.126594–126594. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126594>.
- Bhandari, G., Kishor Atreya, Paul T.J. Scheepers and Geissen, V. (2020). Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. *Chemosphere*, [online] 253, pp.126594–126594. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126594>.
- Bonmatin, J., M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E., A., D., Noome, D.A., Simon-Delso N. and Tapparo, A. (2014). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental science and pollution research international*, [online] 22(1), pp.35–67. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7>.
- BRASIL.(2009). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Brasília. Conselho nacional do meio ambiente. CONAMA, 2009. Available in: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>.
- Briceño, G, Fuentes, M.S., Palma, G., Jorquera, M.A., Amoroso, M.J. and Diez, M.C. (2012). Chlorpyrifos biodegradation and 3,5,6-trichloro-2-pyridinol production by actinobacteria isolated from soil. *International biodeterioration & biodegradation*, [online] 73, pp.1–7. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.06.002>.
- Caballero, C. B; Biggs, T.; Vergopolan, N.; Thales A.P. West; Ruhoff, A. (2023). Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. *Science of the total environment*, [online] 896, pp.166323–166323. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166323>.
- Calvo, S., Romo, S., Soria, J. and Picó, Y. (2021). Pesticide contamination in water and sediment of the aquatic systems of the Natural Park of the Albufera of Valencia (Spain) during the rice cultivation period. *Science of the total environment*, [online] 774, pp.145009–145009. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145009>.
- Camargo, E., R., Senseman, S., A., McCauley, G., N. and John Brad Guice (2012). Rice (*Oryza sativa* L.) response and weed control from tank-mix applications of saflufenacil and imazethapyr. *Crop protection*, [online] 31(1), pp.94–98. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.09.015>.

- Cao, D., Yao, S., Zhang, H., Wang, S., Jin, X., Lin, D., Fang, H. and Yu, Y. (2020). Mutation in *cyp51A* and high expression of efflux pump gene of *Aspergillus fumigatus* induced by propiconazole in liquid medium and soil. *Environmental pollution*, [online] 256, pp.113385–113385. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113385>.
- Chen, S., Arrouays, D., Vera Leatitia Mulder, Poggio, L., Budiman Minasny, Roudier, P., Zamir Libohova, Philippe Lagacherie, Shi, Z., Hannam, J., Jeroen Meersmans, Richerde-Forges, A.C. and Walter, C. (2022). Digital mapping of GlobalSoilMap soil properties at a broad scale: A review. *Geoderma*, [online] 409, pp.115567–115567. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115567>.
- Chen, X., He, S., Liang, Z., Li, Q.X., Yan, H., Hu, J. and Liu, X. (2018). Biodegradation of pyraclostrobin by two microbial communities from Hawaiian soils and metabolic mechanism. *Journal of hazardous materials*, [online] 354, pp.225–230. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.067>.
- Cui, Y., Xu, Z., Tang, S., Wang, Y. and Jiang, G. (2022). Organochlorine pesticides and other pesticides in peanut oil: Residue level, source, household processing factor and risk assessment. *Journal of hazardous materials*, [online] 429, pp.128272–128272. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128272>.
- Derakhshan, Z., Mahvi, A., H., Ghaneian, M., T., Mazloomi, S., M., Faramarzian, M., Dehghani, M., Fallahzadeh, H., Yousefinejad, S., Berizi, E., Ehrampoush, M., H. and Bahrami, S. (2018). Simultaneous removal of atrazine and organic matter from wastewater using anaerobic moving bed biofilm reactor: A performance analysis. *Journal of environmental management*, [online] 209, pp.515–524. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.081>.
- Didoné, E., J., Minella, J., P., G., Tiecher, T., Zanella, R., Prestes, O., D. and Evrard, O. (2021). Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. *Environmental science and pollution research international*, [online] 28(29), pp.39370–39386. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13303-z>.
- Dou, R., Sun, J., Deng, F., Wang, P., Zhou, H., Wei, Z., Chen, M., He, Z., Lai, M., Ye, T. and Zhu, L. (2020). Contamination of pyrethroids and atrazine in greenhouse and open-field agricultural soils in China. *Science of the total environment*, [online] 701, pp.134916–134916. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134916>.
- Edwards, P.G., Murphy, T.M. and Lydy, M.J. (2016). Fate and transport of agriculturally applied fungicidal compounds, azoxystrobin and propiconazole. *Chemosphere*, [online] 146, pp.450–457. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.116>.
- FAO (2000). (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Italia); IITA (Instituto Internacional de Agricultura Tropical, Nigeria). 2000. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos (en línea). Roma, Italia, FAO. 220 p. Consultado 1 abr. 2016. Disponible en <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/lw8s.pdf>.

- Fernandes, C., L., F., Volcão, L., M., Ramires, P., F., Moira, R., R. de and Júnior, F., M., R. da (2020). Distribution of pesticides in agricultural and urban soils of Brazil: a critical review. *Environmental science. Processes & impacts*, [online] 22(2), pp.256–270. doi: <https://doi.org/10.1039/c9em00433e>.
- Gao, T., Tian, H., Wang, Z., Shi, J., Yang, R., Wang, F., Xiang, L., Dai, Y., Mallavarapu Megharaj and He, W. (2023). Effects of atrazine on microbial metabolic limitations in black soils: Evidence from enzyme stoichiometry. *Chemosphere*, [online] 334, pp.139045–139045. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139045>.
- García, S., O., Santillán, V., S., Vivier, V., B., Anglés-Hernández, M., Pérez, M., E. and Prado, B. (2022). Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. *Soil security*, [online] 7, pp.100059–100059. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100059>.
- Gavrilescu, M. (2005). Fate of Pesticides in the Environment and its Bioremediation. *Engineering in life sciences*, [online] 5(6), pp.497–526. doi: <https://doi.org/10.1002/elsc.200520098>.
- Geology and Human Health. (2024). *Health Case Studies*. [online] Available at: https://serc.carleton.edu/NAGTWorkshops/health/case_studies.html. [Accessed 23 Apr. 2024].
- Grossmann, K., Hutzler, J., Caspar, G., Kwiatkowski, J. and Brommer, C.L. (2011). Saflufenacil (KixorTM): Biokinetic Properties and Mechanism of Selectivity of a New Protoporphyrinogen IX Oxidase Inhibiting Herbicide. *Weed science*, [online] 59(3), pp.290–298. doi: <https://doi.org/10.1614/ws-d-10-00179.1>.
- Grossmann, K., Niggeweg, R., Christiansen, N., Looser, R. and Ehrhardt, T. (2010). The Herbicide Saflufenacil (KixorTM) is a New Inhibitor of Protoporphyrinogen IX Oxidase Activity. *Weed science*, [online] 58(1), pp.1–9. doi: <https://doi.org/10.1614/ws-d-09-00004.1>.
- Guilleminot, S., H., Binkowski, Ł.J., Jenni, L., Hilke, G., Glauser, G. and Helfenstein, F. (2019). A nation-wide survey of neonicotinoid insecticides in agricultural land with implications for agri-environment schemes. *Journal of applied ecology*, [online] 56(7), pp.1502–1514. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13392>.
- Gupta, S., Gajbhiye, V.T. and Gupta, R.K. (2008). Soil Dissipation and Leaching Behavior of a Neonicotinoid Insecticide Thiamethoxam. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, [online] 80(5), pp.431–437. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9420-y>.
- Han, X., Xu, X., Yu, T., Li, M., Liu, Y., Lai, J., Mao, H., Hu, C. and Wang, S. (2022). Diflufenzuron Induces Cardiotoxicity in Zebrafish Embryos. *International journal of molecular sciences*, [online] 23(19), pp.11932–11932. doi: <https://doi.org/10.3390/ijms231911932>.
- Hilton, M.J., Jarvis, T.D. and Ricketts, D.C. (2015). The degradation rate of thiamethoxam in European field studies. *Pest management science*, [online] 72(2), pp.388–397. doi: <https://doi.org/10.1002/ps.4024>.

- IBAMA (2019). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis Ibama.gov.br. <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&force=1&legislacao=131499> (accessed 2024-02-16).
- INCA (2023). Instituto Nacional de Câncer (INCA). *Agrotóxico: Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) são registradas 20 mil mortes por ano devido o consumo de agrotóxicos.* [online] <https://www.gov.br/inca/pt-br/assuntos/causas-e-prevencao-do-cancer/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxico>.
- Jeyaseelan, A., Murugesan, K., Thayanithi, S. and Palanisamy, S., B. (2024). A review of the impact of herbicides and insecticides on the microbial communities. *Environmental research*, [online] 245, pp.118020–118020. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.118020>.
- Ji, X.-X., Liu, Y.-L., Chang, X.-Y., Li, R.-L., Ye, F., Yang, L. and Fu, Y. (2023). An electrochemical sensor derived from Cu-BTB MOF for the efficient detection of diflufenzuron in food and environmental samples. *Food chemistry*, [online] 428, pp.136802–136802. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.136802>.
- Jing, J., Zhou, Y., Zhang, Z., Wu, L. and Zhang, H. (2023). Effect of tank-mixed adjuvant on the behavior of chlorantraniliprole and difenoconazole in soil. *Heliyon*, [online] 9(1), pp.e12658–e12658. doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12658>.
- Jo, H.-W., Park, M.-G., Jeon, H.-J., Moon, J.-K. and Lee, S.-E. (2021). Analysis of Multiresidue Pesticides in Agricultural Paddy Soils Near Industrial Areas in Korea by GC–MS/MS and LC–MS/MS Using QuEChERS Extraction with dSPE Clean-Up. *Applied sciences*, [online] 11(18), pp.8415–8415. doi: <https://doi.org/10.3390/app11188415>.
- Kaziem, A.E., Gao, B., Li, L., Zhang, Z., He, Z., Wen, Y. and Wang, M. (2020). Enantioselective bioactivity, toxicity, and degradation in different environmental mediums of chiral fungicide epoxiconazole. *Journal of hazardous materials*, [online] 386, pp.121951–121951. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121951>.
- Khan, N.A., Eduardo Alberto López-Maldonado, Majumder, A., Singh, S., Varshney, R., J.R. López, P.F. Méndez, Ramamurthy, P.C., Mohammad Amir Khan, Khan, A.H., Nabisab Mujawar Mubarak, Waqas Amhad, S.Z.M. Shamshddin and Aljundi, I.H. (2023). A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods. *Chemosphere*, [online] 344, pp.140264–140264. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140264>.
- Kumar, R., Qureshi, M., Dinesh Kumar Vishwakarma, Nadhir Al-Ansari, Alban Kuriqi, Elbeltagi, A. and Anuj Saraswat (2022). A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. *Case studies in chemical and environmental engineering*, [online] 6, pp.100219–100219. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219>.
- Li, H., Cao, F., Zhao, F., Yang, Y., Teng, M., Wang, C. and Qiu, L. (2018). Developmental toxicity, oxidative stress and immunotoxicity induced by three strobilurins (pyraclostrobin, trifloxystrobin and picoxystrobin) in zebrafish embryos.

- Chemosphere*, [online] 207, pp.781–790. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.146>.
- Li, Y., Su, P., Li, Y., Wen, K., Bi, G. and Cox, M. (2018). Adsorption-desorption and degradation of insecticides clothianidin and thiamethoxam in agricultural soils. *Chemosphere*, [online] 207, pp.708–714. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.139>.
- Luo, X., Qin, X., Liu, Z., Chen, D., Yu, W., Zhang, K. and Hu, D. (2019). Determination, residue and risk assessment of trifloxystrobin, trifloxystrobin acid and tebuconazole in Chinese rice consumption. *Biomedical chromatography/BMC. Biomedical chromatography*, [online] 34(1). doi: <https://doi.org/10.1002/bmc.4694>.
- Maggi, F., Tang, F., H., M., Cecilia, D. la and McBratney, A. (2019). PEST-CHEMGRIDS, global gridded maps of the top 20 crop-specific pesticide application rates from 2015 to 2025. *Scientific data*, [online] 6(1). doi: <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0169-4>.
- Melo, B., S., Ribeiro, F., Saraiva, A.S., Barbosa, S., Ferreira, J., S., J., Melo, M., S., Rosa, L., P., Gravato, C., Soares, A., M., V., M. and Sarmiento, R., A. (2022). The multigenerational effects of clothianidin on *Chironomus xanthus*: Larvae exposed to this acetylcholine super agonist show no clear resistance. *Ecotoxicology and environmental safety*, [online] 245, pp.114092–114092. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114092>.
- Miguel, A., S., Raveton, M., Lempérière, G. and Ravanel, P. (2008). Phenylpyrazoles impact on *Folsomia candida* (Collembola). *Soil biology and biochemistry/Soil biology & biochemistry*, [online] 40(9), pp.2351–2357. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.014>.
- Morro, F.; Schnitzler, D. (2021). Avaliação de agrotóxicos em solo de sistemas de produção agrícola convencional e agroecológico. *Química Nova*. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170763>.
- Padovani, L., Capri, E., Padovani, C., Puglisi, E. and Trevisan, M. (2006). Monitoring tricyclazole residues in rice paddy watersheds. *Chemosphere*, [online] 62(2), pp.303–314. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.025>.
- Park, M.-G., Park, C.-G., Yang, J.-O., Kim, G.-H., Ren, Y., Lee, B.-H. and Cha, D.H. (2020). Ethyl Formate as a Methyl Bromide Alternative for Phytosanitary Disinfestation of Imported Banana in Korea With Logistical Considerations. *Journal of economic entomology*, [online] 113(4), pp.1711–1717. doi: <https://doi.org/10.1093/jee/toaa088>.
- Pertile, M., Sousa, R., M., S., Mendes, L., W., Antunes, J., E., L., Oliveira, L., M. de S., Araujo, F., F. de, Melo, V., M., M., and Araujo, A., S., F., (2021). Response of soil bacterial communities to the application of the herbicides imazethapyr and flumyazin. *European journal of soil biology*, [online] 102, pp.103252–103252. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103252>.
- Prestes, O.D., Adaime, M.B. and Zanella, R. (2011). QuEChERS: possibilidades e tendências no preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos. *Scientia Chromatographica*, 3(1), pp.51–64. doi: <https://doi.org/10.4322/sc.2011.004>.

- Prestes, O.D., Friggi, C.A., Adaime, M.B. and Zanella, R. (2009). QuEChERS: um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. *Química Nova*, [online] 32(6), pp.1620–1634. doi: <https://doi.org/10.1590/s0100-40422009000600046>.
- Price, C.L., Parker, J.E., Warrilow, A.G.S., Kelly, D.E. and Kelly, S.L. (2015). Azole fungicides - understanding resistance mechanisms in agricultural fungal pathogens. *Pest management science*, [online] 71(8), pp.1054–1058. doi: <https://doi.org/10.1002/ps.4029>.
- Puri, M., Gandhi, K. and M. Suresh Kumar (2023). Emerging environmental contaminants: A global perspective on policies and regulations. *Journal of environmental management*, [online] 332, pp.117344–117344. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117344>.
- Qu, H., Zhao, Y., Du, S., Li, P. and Wu, S. (2019). Role of solvent properties and composition on the solid-liquid equilibrium of trifloxystrobin and thermodynamic analysis. *Journal of molecular liquids*, [online] 294, pp.111566–111566. doi: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111566>.
- Raby, M., Nowierski, M., Dmitri Perlov, Zhao, X., Hao, C., Poirier, D.G. and Sibley, P.K. (2018). Acute toxicity of 6 neonicotinoid insecticides to freshwater invertebrates. *Environmental toxicology and chemistry*, [online] 37(5), pp.1430–1445. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.4088>.
- Ramírez-Malule, H., Quiñones-Murillo, D.H. and Manotas-Duque, D. (2020). Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging contaminants*, [online] 6, pp.179–193. doi: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001>.
- Redman, Z.C., Parikh, S.J., Hengel, M.J. and Tjeerdema, R.S. (2019). Influence of Flooding, Salinization, and Soil Properties on Degradation of Chlorantraniliprole in California Rice Field Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 67. 10.1021/acs.jafc.9b02947. DOI: 10.1021/acs.jafc.9b02947
- Reimche, G. B.; Machado, S. L. O.; Zanella, R.; Vicari, M. C.; Piccinini, F.; Golombieski, J. I.; Reck, L. (2014). Zooplankton community responses to the mixture of imazethapyr with imazapic and bispyribac-sodium herbicides under rice paddy water conditions. *Ciência rural*, [online] 44(8), pp.1392–1397. doi: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr6151>.
- Reimche, G. B.; Machado, S. L. O.; Golombieski, J. I.; Baumart, J. S.; Braun, N.; Marchesan, E.; Zanella, R. (2008). Persistência na água e influência de herbicidas utilizados na lavoura arrozeira sobre a comunidade zooplanctônica de Cladocera, Copepoda e Rotifera. *Ciência rural*, [online] 38(1), pp.7–13. doi: <https://doi.org/10.1590/s0103-84782008000100002>.
- Schmitz, A., Badgujar, C., Mansur, H., Flippo, D., McCornack, B. and Sharda, A. (2022). Design of a Reconfigurable Crop Scouting Vehicle for Row Crop Navigation: A Proof-of-Concept Study. *Sensors*, [online] 22(16), pp.6203–6203. doi: <https://doi.org/10.3390/s22166203>.

- Silva, V., Mol, H. G., J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J. and Geissen, V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of the total environment*, [online] 653, pp.1532–1545. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>.
- Sintim, H.Y., Bandopadhyay, S., English, M.E., Bary, A.I., DeBruyn, J.M., Schaeffer, S.M., Miles, C.A., Reganold, J.P. and Flury, M. (2019). Impacts of biodegradable plastic mulches on soil health. *Agriculture, ecosystems & environment*, [online] 273, pp.36–49. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.002>.
- Solomon, K.R., Baker, D.B., R. Peter Richards, Dixon, K.R., Klaine, S.J., La, T.W., Kendall, R.J., Weisskopf, C.P., Giddings, J.M., Giesy, J.P., Hall, L.W. and W. Marty Williams (1996). Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environmental toxicology and chemistry*, [online] 15(1), pp.31–76. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.5620150105>.
- Soltani, N., Shropshire, C. and Sikkema, P.H. (2009). Response of Corn to Preemergence and Postemergence Applications of Saflufenacil. *Weed technology*, [online] 23(3), pp.331–334. doi: <https://doi.org/10.1614/wt-08-120.1>.
- Storck, T. R.; Amaral, A. M. B.; Cruz, T. K. T.; Pellegrin, D., Ames, J., Cerezer, F. O.; Zanella, R.; Prestes, O. D.; Loro, V. L.; Clasen, B. (2022). Biomarkers' Responses in Neotropical Freshwater Fish Living in Southern Brazil: Agricultural Activity or Seasonal Interference? *Water, air and soil pollution/Water, air & soil pollution*, [online] 233(11). doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05956-4>.
- Sułowicz, S and Piotrowska-Seget, Z. (2016). Response of microbial communities from an apple orchard and grassland soils to the first-time application of the fungicide tetraconazole. *Ecotoxicology and environmental safety*, [online] 124, pp.193–201. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.10.025>.
- Sutili, F.J., Golombieski, J.I., Schneider, S.I., Battisti, E.K., Braz, P.H., Gressler, L.T. and Zanella, R. (2020). Effects of chlorantraniliprole insecticide on innate immune response of silver catfish (*Rhamdia quelen*) naturally infected with *Aeromonas hydrophila*. *Microbial pathogenesis*, [online] 149, pp.104584–104584. doi: <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2020.104584>.
- Szewczyk, R., Kuśmierska, A. and Bernat, P. (2018). Ametryn removal by *Metarhizium brunneum*: Biodegradation pathway proposal and metabolic background revealed. *Chemosphere*, [online] 190, pp.174–183. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.011>.
- Taufeeq, A., Baqar, M., Sharif, F., Mumtaz, M., Ullah, S., Aslam, S., Qadir, A., Majid, M. and Jun, H. (2021). Assessment of organochlorine pesticides and health risk in tobacco farming associated with River Barandu of Pakistan. *Environmental science and pollution research international*, [online] 28(29), pp.38774–38791. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13142-y>.
- Thirup, L., Johnsen, K., V. Torsvik, N.H. Spliid and Jacobsen, C.S. (2001). Effects of fenpropimorph on bacteria and fungi during decomposition of barley roots. *Soil*

- biology and biochemistry/Soil biology & biochemistry*, [online] 33(11), pp.1517–1524. doi: [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00067-0](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00067-0).
- Tomašević, A., Petrović, S., & Mijin, D. (2019). Photochemical processes for removal of carbamate pesticides from water. *Advanced Technologies*, 8(2), 72-81. DOI: [10.5937/savteh1902072T](https://doi.org/10.5937/savteh1902072T)
- Tomlin, C. (1994). The pesticide manual: Incorporating the agrochemicals handbook. *British Crop Protection, Surrey, England*.
- Tudi, M., Li, H., Li, H., Wang, L., Lyu, J., Yang, L., Tong, S., Qiming Jimmy Yu, Huada Daniel Ruan, Atabila, A., Dung Tri Phung, Sadler, R. and Connell, D. (2022a). Exposure Routes and Health Risks Associated with Pesticide Application. *Toxics*, [online] 10(6), pp.335–335. doi: <https://doi.org/10.3390/toxics10060335>.
- Tudi, M., Atabila, A., Huada Daniel Ruan, Wang, L., Lyu, J., Tong, S., Qiming Jimmy Yu, Sadler, R., Dung Tri Phung and Connell, D. (2022b). Natural dynamics and residues of pymetrozine for typical rice-growing areas of China. *Ecotoxicology and environmental safety*, [online] 232, pp.113230–113230. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113230>.
- Vickneswaran, M., Carolan, J.C., Saunders, M. and White, B. (2023). Establishing the extent of pesticide contamination in Irish agricultural soils. *Heliyon*, [online] 9(9), pp.e19416–e19416. doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19416>.
- Walder, F., Schmid, M.W., Riedo, J., Valzano-Held, A.Y., Banerjee, S., Büchi, L., Bucheli, T.D. and G.A, M. (2022). Soil microbiome signatures are associated with pesticide residues in arable landscapes. *Soil biology and biochemistry/Soil biology & biochemistry*, [online] 174, pp.108830–108830. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108830>.
- Wang, F., Cao, D., Shi, L., He, S., Li, X., Fang, H. and Yu, Y. (2020). Competitive Adsorption and Mobility of Propiconazole and Difenconazole on Five Different Soils. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, [online] 105(6), pp.927–933. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03034-1>.
- Wang, Q.-Y., Zhou, D.-M. and Cang, L. (2009). Microbial and enzyme properties of apple orchard soil as affected by long-term application of copper fungicide. *Soil biology and biochemistry/Soil biology & biochemistry*, [online] 41(7), pp.1504–1509. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.010>.
- Wang, T., Zhong, M., Lu, M., Xu, D., Xue, Y., Huang, J., Blaney, L. and Yu, G. (2021). Occurrence, spatiotemporal distribution, and risk assessment of current-use pesticides in surface water: A case study near Taihu Lake, China. *Science of the total environment*, [online] 782, pp.146826–146826. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146826>.
- Wang, Y., Wang, C., Gao, J., Liu, C., Cui, L. and Li, A. (2015). Dissipation, residues, and safety evaluation of trifloxystrobin and tebuconazole on ginseng and soil. *Environmental monitoring and assessment*, [online] 187(6). doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4591-6>.

- Wang, Z., Huang, W., Liu, Z., Zeng, J., He, Z. and Shu, L. (2023). The neonicotinoid insecticide imidacloprid has unexpected effects on the growth and development of soil amoebae. *Science of the total environment*, [online] 869, pp.161884–161884. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161884>.
- WHO (2023). *World Health Organization (WHO)*. População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050, diz relatório da ONU. [online] <https://brasil.un.org/pt-br/83427-popula%C3%A7%C3%A3o-mundial-deve-chegar-97-bilh%C3%B5es-de-pessoas-em-2050-diz-relat%C3%B3rio-da-onu>
- Wu, R., Zhou, T., Wang, J., Wang, J., Du, Z., Li, B., Juhasz, A. and Zhu, L. (2021). Oxidative stress and DNA damage induced by trifloxystrobin on earthworms (*Eisenia fetida*) in two soils. *Science of the total environment*, [online] 797, pp.149004–149004. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149004>.
- Wu, X., Sun, X., Zhang, C., Gong, C. and Hu, J. (2014). Micro-mechanism and rate constants for OH-initiated degradation of methomyl in atmosphere. *Chemosphere*, [online] 107, pp.331–335. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.082>.
- Xie, G., Li, B., Tang, L., Rao, L. and Dong, Z. (2020). Adsorption-desorption and leaching behaviors of broflanilide in four texturally different agricultural soils from China. *Journal of soils and sediments*, [online] 21(2), pp.724–735. doi: <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02831-9>.
- Xu, Y., Li, B., Hou, K., Du, Z., Allen, S.C., Zhu, L., Li, W., Zhu, L., Wang, J. and Wang, J. (2021). Ecotoxicity evaluation of azoxystrobin on *Eisenia fetida* in different soils. *Environmental research*, [online] 194, pp.110705–110705. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110705>.
- Xue, P., Liu, X., Zhao, L., Zhang, J. and He, Z. (2022). Integrating high-throughput sequencing and metabolomics to investigate the stereoselective responses of soil microorganisms to chiral fungicide cis-epoxiconazole. *Chemosphere*, [online] 300, pp.134198–134198. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134198>.
- Yadav, D., S. Rangabhashiyam, Verma, P., Singh, P., Devi, P., Kumar, P., Chaudhery Mustansar Hussain, Gajendra Kumar Gaurav and Kuppusamy Sathish Kumar (2021). Environmental and health impacts of contaminants of emerging concerns: Recent treatment challenges and approaches. *Chemosphere*, [online] 272, pp.129492–129492. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129492>.
- Yamamuro; M., Komuro; T., Kamiya, H.; Kato, T.; Hasegawa, H. and Kameda, Y. 2019. Neonicotinoids Disrupt Aquatic Food Webs and Decrease Fishery Yields. *Science*, 366 (6465), 620–623. <https://doi.org/10.1126/science.aax3442>.
- Yao, C., Sheng, J., Yan, S., Tian, S., Meng, Z., Zhou, Z. and Zhu, W. (2020). Enantioselectivity effects of imazethapyr enantiomers to metabolic responses in mice. *Pesticide biochemistry and physiology*, [online] 168, pp.104619–104619. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2020.104619>.
- Zhang, C., Li, H., Qin, L., Ge, J., Qi, Z., Talukder, M., Li, Y.-H. and Li, J.-L. (2019). Nuclear receptor AHR-mediated xenobiotic detoxification pathway involves in atrazine-

induced nephrotoxicity in quail (*Coturnix C. coturnix*). *Environmental pollution*, [online] 253, pp.889–898. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.058>.

Zortéa, T., Reis, T., R., Serafini, S., Sousa, J., P., Silva, A., S. and Baretta, D. (2018). Ecotoxicological effect of fipronil and its metabolites on *Folsomia candida* in tropical soils. *Environmental toxicology and pharmacology*, [online] 62, pp.203–209. doi: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.07.011>.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos, no capítulo 1, pode-se observar que os maiores valores médios dos elementos químicos (macro e micronutrientes e metais pesados) analisados encontraram-se nos usos e ocupação de arroz irrigado e culturas anuais. Desta forma, conclui-se que as propriedades físico-químicas do solo foram influenciadas pelos usos e ocupação devido as atividades antrópicas, bem como apresentando-se em desacordo com as legislações vigentes brasileira e estadual, enfatizando a importância de um manejo sustentável e correto para a preservação da qualidade do solo e a segurança alimentar.

O principal resultado encontrado no capítulo 2 foi a não detecção por métodos analíticos (n.d.) de contaminantes ambientais emergentes, ingredientes ativos de agrotóxicos, a distância de aproximadamente um metro do poço profundo de água de consumo humano de cada propriedade rural (repetição) no uso e ocupação de campo nativo. Estes é o Bioma Pampa, um ecossistema brasileiro que se mostra ainda preservado apesar dos contínuos avanços da produção agrícola nesta região do sul do Brasil.

Trabalho realizado nas mesmas campanhas amostrais e datas de coleta por Vargas (2023) com amostras de água de consumo humano de poços profundos mostrou que estas águas apresentaram um total de 34 ingredientes ativos de agrotóxicos, o que também foi confirmado neste trabalho de análise de solo, com um total de 20 agrotóxicos. Estes IA foram encontrados nos dois compartimentos ambientais estudados (solo e água) em número de 11 IA: atrazina, fipronil, tiametoxan, saflufenacil, clorpirifós - etílico, clorantraniliprole, fempropimorfe, imazetapir, imidacloprido, piraclostrobina, triclozazol, trifloxistrobina e propiconazol.

Pesquisas realizadas para a confecção deste trabalho á campo demonstram a vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos da América do Sul o que representa a sensibilidade potencial destes à lixiviação, deriva, percolação, adsorção (entre outras influências pelo uso antrópico) de compostos químicos dissolvidos da superfície terrestre. O maior desafio na realização destes tipos de pesquisa é a natureza dispersa e irregular dos conjuntos de dados ambientais. Assim, as informações mais atualizadas sobre solo, uso do solo, geologia, hidrogeologia e clima em escalas nacional e regional devem ser selecionadas a partir de bases de dados internacionais e locais. O banco de dados foi integrado e verificado com precisão, recorrendo a profissionais locais e uma numerosa equipe de profissionais de área multidisciplinares para auxiliar neste grande desafio de realizar a relação ambiental dos compostos analisados na presente pesquisa.

Pesquisas como esta devem ser levadas em consideração na atualização frequente de legislações vigentes tanto em nível nacional como estadual, pois percebe-se que ainda existem poucas legislações que contemplam os valores de referência de qualidade de elementos químicos do solo, bem como de ingredientes ativos contaminantes ambientais emergentes (agrotóxicos).

Finalmente, é necessário ressaltar-se que as pesquisas científicas na área de extensão rural (á campo), como realizadas no presente estudo, tem uma grande importância para a comunidade científica, mas principalmente para a comunidade externa as instituições de ensino, pesquisa e extensão. Neste sentido, tais informações devem chegar à base desta cadeia produtiva que é representada pelos pequenos, grandes e médios agricultores para que esse público-alvo possa ter acesso, de forma simples, deste conhecimento prático gerado.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, Muna Ali et al. Comparative Metabolite Profile, Biological Activity and Overall Quality of Three Lettuce (*Lactuca sativa* L., Asteraceae) Cultivars in Response to Sulfur Nutrition. **Pharmaceutics**, v. 13, n. 5, p. 713–713, 2021.

ADIMALLA, Narsimha; QIAN, Hui; WANG, Haike. Assessment of heavy metal (HM) contamination in agricultural soil lands in northern Telangana, India: an approach of spatial distribution and multivariate statistical analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 4, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Mapeamento do Arroz irrigado no Brasil**. *Catálogo de Metadados da ANA*, Documento digital, 2020. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1ac9b37f-0745-44f9-a60b-6a2bd366bbe1>. Acesso em: 14 jan. 2024.

ALEKSEEV, Ivan; ABAKUMOV, Evgeny. Soil organic matter and biogenic-abiogenic interactions in soils of Larsemann Hills and Bunger Hills, East Antarctica. **Polar Science**, p. 101040–101040, 2023.

ALEXANDRE, Juliana R. et al. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.

ALLEONI, Luis Reynaldo Ferracciú et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005.

ALLY, N.; GUMBI, B. A review on metal nanoparticles as nano-sensors for environmental detection of emerging contaminants. **Materials Today: Proceedings**, 2023. Doi: 10.1016/j.matpr.2023.08.032.

ALTARUGIO, Lucas Miguel et al. Yield performance of soybean and corn subjected to magnesium foliar spray. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 52, n. 12, p. 1185–1191, 2017.

ARENA, Maria et al. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spinosad. **EFSA Journal**, v. 16, n. 5, 2018.

AWIKA, Joseph M. Major Cereal Grains Production and Use around the World. **ACS Symposium Series**, v. 1089, p. 1–13, 2011.

AYTOP, Halil et al. Environmental, ecological and health risks of boron in agricultural soils of Amik Plain under Mediterranean conditions. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 37, n. 6, p. 2069–2081, 2023.

BAGNALL, Dianna K. et al. Soil health considerations for global food security. **Agronomy Journal**, v. 113, n. 6, p. 4581–4589, 2021.

BARBER, Stanley A. **Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach**, ed. 2, p. 432, 1995.

BARBOSA FILHO, Morel Pereira; DYNIA, Jose Flavio; FAGERIA, Nand Kumar. Zinco e ferro na cultura do arroz. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária** (Embrapa Arroz e Feijão), Brasília, 1994. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAF/10470/1/doc_49.pdf. Acesso em: 17 jan. 2024.

BARBOSA, Luciana Gomes; ALVES, Maria Alice Santos; GRELLE, Carlos Eduardo Viveiros. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 104, p. 105384–105384, 2021.

BASCHE, Andrea et al. Evaluating the Untapped Potential of U.S. Conservation Investments to Improve Soil and Environmental Health. **Frontiers in sustainable food systems**, v. 4, 2020.

BATISTA, Gabriel de Avila; MARCO JÚNIOR. Paulo de. (Mis) perception of environmental laws: Modeling challenges based on information source preferences. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 103, p. 107244–107244, 2023.

BAZZATO, Erika et al. Land-use intensification reduces multi-taxa diversity patterns of Small Woodlots Outside Forests in a Mediterranean area. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 340, p. 108149–108149, 2022.

BELLINI, Alessio et al. Trichoderma enriched compost, BCAs and potassium phosphite control Fusarium wilt of lettuce without affecting soil microbiome at genus level. **Applied Soil Ecology**, v. 182, p. 104678–104678, 2023.

BHUIYAN, Mohammad Amir Hossain et al. Enrichment, sources and ecological risk mapping of heavy metals in agricultural soils of dhaka district employing SOM, PMF and GIS methods. **Chemosphere**, v. 263, p. 128339–128339, 2021

BILIAS, Fotis et al. Biochar application as a soil potassium management strategy: A review. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 159782–159782, 2023.

BOLAN, Shiv et al. Boron contamination and its risk management in terrestrial and aquatic environmental settings. **Science of The Total Environment**, v. 894, p. 164744–164744, 2023.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, p. 790, 2013.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília: 1981. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 03 fev. 2024.

BRASIL. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em

decorrência de atividades antrópicas. Brasília: Conselho nacional do meio ambiente. CONAMA, 2009. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>. Acesso em: 25 jna. 2024.

BRASIL. Ministério da agricultura e pecuária. Balança comercial:Exportações do agronegócio fecham 2023 com US\$ 166,55 bilhões em vendas. 2024. Disponivel em: www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/exportacoes-do-agronegocio-fecham-2023-com-us-166-55-bilhoes-em-vendas. Acesso em: 16 jan. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Pampa, “s.d.”. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomas/pampa>. Acesso em: 15 jan. 2024.

BRDAR-JOKANOVIĆ, Milka. Boron Toxicity and Deficiency in Agricultural Plants. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 21, n. 4, p. 1424–1424, 2020.

Brevik Eric C. et al. Soil and Human Health: Current Status and Future Needs. **Air, Soil and Water Research**. 2020.

BRUNETTO, Gustavo et al. Use of phosphorus fertilization and mycorrhization as strategies for reducing copper toxicity in young grapevines. **Scientia Horticulturae**, v. 248, p. 176–183, 2019.

BUTCHER, Kirsten et al. Soil Salinity: A Threat to Global Food Security. **Agronomy Journal**, v. 108, n. 6, p. 2189–2200, 2016.

CABALLERO, Cassia Brocca; RUHOFF, Anderson; BIGGS, Trent. Land use and land cover changes and their impacts on surface-atmosphere interactions in Brazil: A systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 808, p. 152134–152134, 2022.

CABALLERO, Cassia Brocca et al. Transformation of Brazil’s biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of The Total Environment**, v. 896, p. 166323–166323, 2023.

CABRAL, João B. P. et al. Harmful Effects of Potentially Toxic Elements in Soils of Cerrado Biomes. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 6, 2023.

CAKMAK, I; KUTMAN, U. B. Agronomic biofortification of cereals with zinc: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 1, p. 172–180, 2018.

CARNEIRO, F. F. et al. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. [s. l.]: EPSJV; **Expressão Popular**, 2015.

CARPIO, María J. et al. Effect of Organic Residues on Pesticide Behavior in Soils: A Review of Laboratory Research. **Environments**, v. 8, n. 4, p. 32–32, 2021.

CASTELLANO, Michael J. et al. Hydrological and biogeochemical controls on the timing and magnitude of nitrous oxide flux across an agricultural landscape. **Global Change Biology**, v. 16, n. 10, p. 2711–2720, 2010.

CASTRO, Cezar et al. **Magnésio: manejo para o equilíbrio nutricional da soja**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Soja), Londrina, PR, p. 45, 2020. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/224430/1/DOCUMENTO-430-online.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2024.

CHATTERJEE, J; CHATTERJEE, C. Management of phytotoxicity of cobalt in tomato by chemical measures. **Plant Science**, v. 164, n. 5, p. 793–801, 2003.

CHAUDHRY, Ahmad Hassan et al. Current Understandings on Magnesium Deficiency and Future Outlooks for Sustainable Agriculture. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 22, n. 4, p. 1819–1819, 2021.

CHAUHAN, Devendra Kumar et al. Aluminum toxicity and aluminum stress-induced physiological tolerance responses in higher plants. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 41, p. 715-730, 2021.

CHEN, Liding et al. Effect of agricultural land use changes on soil nutrient use efficiency in an agricultural area, Beijing, China. **Chinese Geographical Science**, v. 21, n. 4, p. 392–402, 2011.

CHEN, Xianming. Pathogens which threaten food security: *Puccinia striiformis*, the wheat stripe rust pathogen. **Food Security**, v. 12, n. 2, p. 239–251, 2020.

COELHO, M. R.; SANTOS, H. G.; SILVA, H. F; AGLIO, M. L. D. O recurso natural solo. In: Manzatto, C. V.; Freitas Junior, E.; Peres, J. R. R. (Ed.). *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, p.1-11, 2002.

COLOMBO, Tiago Comin; JÚNIOR, Anselmo Magagnin. Comparativo dos custos na produção de arroz irrigado e arroz sequeiro. **AB Custos**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 69–89, 2016.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos 2021/2022**. CONAB, 2022. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos/boletim-da-safra-de-graos/item/download/41109_2a7211e86b7b0c1a6c2dba38abc9d97c. Acesso em: 05 jan. 2024.

CONTINI, Elisio; ARAGÃO, Adalberto. **Agro do Brasil alimenta quase 10% da população mundial**. Mercado e Negocio. Agroanalysis, 2021.

CORATO, Ugo de et al. Impact of the sustainable agricultural practices for governing soil health from the perspective of a rising agri-based circular bioeconomy. **Applied Soil Ecology**, v. 194, p. 105199–105199, 2024.

CORMICK, Gabriela; BELIZÁN, Jose M. Calcium Intake and Health. **Nutrients**, v. 11, n. 7, p. 1606–1606, 2019.

CUI, Yongxing et al. Soil moisture mediates microbial carbon and phosphorus metabolism during vegetation succession in a semiarid region. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 147, p. 107814–107814, 2020.

DAS, Debarup et al. Long-term differences in nutrient management under intensive cultivation alter potassium supplying ability of soils. **Geoderma**, v. 393, p. 114983–114983, 2021.

DAZZI, Carmelo; GIUSEPPE, Lo Papa. A new definition of soil to promote soil awareness, sustainability, security and governance. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 1, p. 99–108, 2022.

DEEL, Heather L.; MOORE, Jennifer M.; MANTER, Daniel K. SEMWISE: A national soil health scoring framework for agricultural systems. **Applied Soil Ecology**, v. 195, p. 105273–105273, 2024.

DIAS, Glenda Machado. **Poluentes emergentes: cenário atual e desafios com ênfase na aplicação da modelagem matemática**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (MBA). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020. Disponível em: <https://bdta.abcd.usp.br/directbitstream/4c4ae5e3-cddc-4131-a9fa-33cd5fdee8de/GLENDA%20MACHADO%20DIAS%20PQI20.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2024.

DICK, Milene et al. Environmental impacts of Brazilian beef cattle production in the Amazon, Cerrado, Pampa, and Pantanal biomes. **Journal of Cleaner Production**, v. 311, p. 127750–127750, 2021.

DIDONÉ, Elizeu Jonas et al. Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 29, p. 39370–39386, 2021.

DONG, Youming et al. The impact of microplastics on sulfur REDOX processes in different soil types: a mechanism study. **Journal of Hazardous Materials**, p. 133432–133432, 2024.

DUAN, Manli et al. Effects of modified biochar on water and salt distribution and water-stable macro-aggregates in saline-alkaline soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, n. 6, p. 2192–2202, 2021.

DUARTE JUNIOR, Ary José. **Decomposição da lacuna de produtividade de arroz irrigado no Rio Grande do Sul**. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Santa Maria, 2021. Disponível: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/23524>. Acesso em: 03 jan. 2024.

DULIO, Valeria et al. Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. **Environmental Sciences Europe**, v. 30, n. 1, 2018.

ELFERINK, Maarten; SCHIERHORN, Florian. **Global Demand for Food Is Rising. Can We Meet It?**. Harvard Business Review, 2016. Disponível em: <https://hbr.org/2016/04/global-demand-for-food-is-rising-can-we-meet-it>. Acesso em: 12 fev. 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural**. EMBRAPA Territorial. Campinas, 2020. Disponível em: www.embrapa.br/car. Acesso em: 13 Fev. 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. O agro brasileiro alimenta 800 milhões de pessoas, diz estudo da Embrapa. EMBRAPA, Socioeconomic and environmental studies, 2021 Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/59784047/o-agro-brasileiro-alimenta-800-milhoes-de-pessoas-diz-estudo-da-embrapa> #. Acesso em: 23 jan. 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Brasil pode superar a Índia na produção de grãos em 2023.** EMBRAPA, Estudos socioeconômicos e ambientais, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/73611968/brasil-pode-superar-a-india-em-2023-na-producao-de-graos#>. Acesso em: 16 jan. 2024.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Ciência e tecnologia tornaram o Brasil um dos maiores produtores mundiais de alimentos.** Portal EMBRAPA, 2022. Disponível: <https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/75085849/ciencia-e-tecnologia-tornaram-o-brasil-um-dos-maiores-produtores-mundiais-de-alimentos>. Acesso em: 01 fev. 2024.

ESPINOZA, Sergio E. et al. Long-Term Effects of Copper Mine Tailings on Surrounding Soils and Sclerophyllous Vegetation in Central Chile. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 8, 2022.

EWAID, Salam Hussein; ABED, Salwan Ali; AL-ANSARI, Nadhir. Assessment of Main Cereal Crop Trade Impacts on Water and Land Security in Iraq. **Agronomy**, v. 10, n. 1, p. 98–98, 2020.

FAHIM, N. F.; BARSOUM, B. N.; EID, A. E.; et al. Removal of chromium(III) from tannery wastewater using activated carbon from sugar industrial waste. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, n. 2, p. 303–309, 2006.

FANG, Wang; GENXING, Pan; LIANQING, Li. Effects of free iron oxyhydrates and soil organic matter on copper sorption-desorption behavior by size fractions of aggregates from two paddy soils. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 5, p. 618–624, 2009.

FARAJI, Maryam et al. Investigation of health and ecological risk attributed to the soil heavy metals in Iran: Systematic review and meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 857, p. 158925–158925, 2023.

FEIX, Rodrigo Daniel; LEUSIN JÚNIOR, Sérgio; BORGES, Bruna Kasprzak. **Painel do agronegócio do Rio Grande do Sul, 2021.** Porto Alegre: Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão, 2021.

FERNANDES, C. L. F. et al. Distribution of pesticides in agricultural and urban soils of Brazil: a critical review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 22, n. 2, p. 256-270, 2020a.

FERNANDES, G. Wilson et al. Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 213–222, 2020b.

FERREIRA, Reinaldo de Paula; MOREIRA, Adonis.; RASSINI, Joaquim Bartolomeu. **Toxidez de alumínio em culturas anuais**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pecuária Sudeste), São Carlos, SP, p. 35, 2006. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPPE/16821/1/Documentos-63.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2024.

FISHER, George. Micronutrients to Crops and Animal Health. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 32, n. 3, 2008.

FLACH, Rafaela et al. Conserving the Cerrado and Amazon biomes of Brazil protects the soy economy from damaging warming. **World Development**, v. 146, p. 105582–105582, 2021.

FLORIDO, Ann Laura Nionello. **Agrotóxicos: uma revisão sobre a história, sua classificação, usos e impactos ambientais com enfoque na agroecologia e na inovação aberta como alternativas sustentáveis**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso. - UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS, SÃO CARLOS, 2021. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/15288>>. Acesso em: 12 jan.. 2024.

FORTUNATO, Gianuario et al. Effect of copper and zinc as sulfate or nitrate salts on soil microbiome dynamics and bla-positive *Pseudomonas aeruginosa* survival. **Journal of Hazardous Materials**, v. 415, p. 125631–125631, 2021.

FRANÇA, Danyella Vale Barros; COSTA, Cristiane Mouzinho; SILVA, Quésia Duarte da. Propriedades físicas dos solos: uma abordagem teórico-metodológica **Ciência Geográfica**, Bauru, 2021.

FU, Chengbiao et al. A new method to estimate soil organic matter using the combination model based on short memory fractional order derivative and machine learning model. **Infrared Physics & Technology**, v. 134, p. 104922–104922, 2023.

GERENDÁS, Jóska; FÜHRS, Hendrik. The significance of magnesium for crop quality. **Plant and Soil**, v. 368, n. 1-2, p. 101–128, 2013.

GHOSH, Soma et al. Calcium signaling and transport machinery: Potential for development of stress tolerance in plants. **Current Plant Biology**, v. 29, p. 100235–100235, 2022.

GOLDBERG, Sabine. Reactions of boron with soils. **Plant and Soil**, v. 193, p. 35–48, 1997.

GÖKMEN, Fatih; USTA, Sadik; UYGUR, Veli. Boron Adsorption and Desorption In Soils With High Boron Content. **International Journal of Agriculture Forestry and Life Sciences**, v. 6, n. 2, p. 55–59, 2022.

GONÇALVES, Sergio Luiz et al. **Rotação de culturas**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Soja), Londrina, p.9, 2007. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPSO-2009-09/27612/1/circotec45.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2024.

GONG, Bing et al. Interactions of arsenic, copper, and zinc in soil-plant system: Partition, uptake and phytotoxicity. **Science of The Total Environment**, v. 745, p. 140926–140926, 2020.

GONZAGA, Maria Isidória Silva et al. Aged biochar changed copper availability and distribution among soil fractions and influenced corn seed germination in a copper-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 240, p. 124828–124828, 2020.

GUERTIN, Jacques; JACOBS, James A; AVAKIAN, Cynthia P. **Chromium (VI) Handbook**. [s.l.]: CRC Press, 2004.

GUO, Zhaohui et al. Contamination vertical distribution and key factors identification of metal(loid)s in site soil from an abandoned Pb/Zn smelter using machine learning. **Science of The Total Environment**, v. 856, p. 159264–159264, 2023.

H Aidar, Zinia et al. Disease-associated metabolic pathways affected by heavy metals and metalloids. **Toxicology Reports**, v. 10, p. 554–570, 2023.

HAMID, Yasir et al. An explanation of soil amendments to reduce cadmium phytoavailability and transfer to food chain. **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 80–96, 2019.

HAN, Tianfu et al. Temporal and spatial characteristics of paddy soil potassium in China and its response to organic amendments: A systematic analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 235, p. 105894–105894, 2024.

HAQUE, Shafiul et al. Functional microbiome strategies for the bioremediation of petroleum-hydrocarbon and heavy metal contaminated soils: A review. **Science of The Total Environment**, v. 833, p. 155222–155222, 2022.

HAVLIN, John et al. **Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management**. Pearson, ed. 8, p. 516, 2014.

HEMATHILAKE, D.M.K.S.; GUNATHILAKE, D.M.C.C.. Agricultural productivity and food supply to meet increased demands. **Elsevier e Books**, p. 539–553, 2022.

HERNDON, Elizabeth M.; JIN, Lixin; BRANTLEY, Susan L. Soils Reveal Widespread Manganese Enrichment from Industrial Inputs. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 241-247, 2011.

HIMBEECK Robbert Van et al. A full-length SSU rRNA-based workflow for high-resolution monitoring of nematode communities reveals direct and indirect responses to plant-based manipulations. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 189, p. 109263–109263, 2024.

HOLLAND, J. E. et al. Yield responses of arable crops to liming- An evaluation of relationships between yields and soil pH from a long-term liming experiment. **European Journal of Agronomy**, v. 105, p. 176–188, 2019.

HOU, Enqing et al. Global meta-analysis shows pervasive phosphorus limitation of aboveground plant production in natural terrestrial ecosystems. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, 2020.

HU, Jin et al. Assessing profile uniformity of soils from weathered clastic sedimentary rocks in southwest China. **CATENA**, v. 224, p. 107007–107007, 2023.

HUANG, Donghao et al. Responses of aggregates and associated soil available phosphorus, and soil organic matter in different slope aspects, to seasonal freeze–thaw cycles in Northeast China. **Geoderma**, v. 402, p. 115184–115184, 2021.

HUANG, Yunhan et al. Prediction and variable importance analysis for small-strain stiffness of soil based on ensemble learning with Bayesian optimization. **Computers and Geotechnics**, v. 162, p. 105688–105688, 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017: Resultados Definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em: 15 jan. 2024. Acesso em: 12 jan. 2024.

JAMAL, Arshad; MOON, Yong-Sun; ABDIN, Malik Zainul. Sulphur-a general overview and interaction with nitrogen. **Australian Journal of Crop Science**, v. 4, n. 7, p. 523-529, 2010.

JIANG, Miao et al. Technologies for the cobalt-contaminated soil remediation: A review. **Science of The Total Environment**, v. 813, p. 151908–151908, 2022.

KASSIE, Denicia. Unravelling the legal labyrinth: Investigating barriers to effective adoption and enforcement of international environmental law in domestic jurisdictions. **Journal of Environmental Management**, v. 352, p. 119944–119944, 2024.

KAUR, Harmanjit et al. Behavior of zinc in soils and recent advances on strategies for ameliorating zinc phyto-toxicity. **Environmental and Experimental Botany**, p. 105676–105676, 2024.

KEMMERICH, Magali et al. A simple and efficient method for imidazolinone herbicides determination in soil by ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1412, p. 82–89, 2015.

KHALID, Sana et al. A critical review of different factors governing the fate of pesticides in soil under biochar application. **Science of The Total Environment**, v. 711, p. 134645–134645, 2020.

KIM, James H.; GIBB, Herman J.; HOWE, Paul. **Cobalt and inorganic cobalt compounds**. Chemical Safety Team & International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, 2006.

KIMPARA, Daniel Loshiteru. **A importância estratégica do potássio para o Brasil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Cerrados), Planaltina, DF, p. 27, 2003. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/25159/1/doc_100.pdf. Acesso em: 13 jan. 2024.

KOCHIAN, Leon V. et al. Plant Adaptation to Acid Soils: The Molecular Basis for Crop Aluminum Resistance. **Annual Review of Plant Biology**, v. 66, n. 1, p. 571–598, 2015.

KOGELMANN, Wilhelm J.; SHARPE, William E. Soil Acidity and Manganese in Declining and Nondeclining Sugar Maple Stands in Pennsylvania. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 2, p. 433–441, 2006.

KRUCZKOWSKA, Bogusława. Fossil soils from abrasive southern Baltic coastal sections and problems with their classification: A case study from Ustka Bay, Poland. **CATENA**, v.237, p.107809–107809, 2024.

LACERDA-JÚNIOR, Gileno V. et al. Land Use and Seasonal Effects on the Soil Microbiome of a Brazilian Dry Forest. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, 2019.

LAL, Rattan et al. Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. **Geoderma Regional**, v.25, p. 398, 2021.

LANGE, ANDERSON et al. Relações cálcio: magnésio e características químicas do solo sob cultivo de soja e milho. **Nativa**, [S. l.], v. 9, n. 3, p. 294–301, 2023.

LAURINDO, Lídia Klestadt et al. Propriedades químicas do solo. cap. 4, 2021.

LEE, H. et al. Recent developments and prospects of sustainable remediation treatments for major contaminants in soil: A review. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 168769–168769, 2024.

MELO, George Wellington Bastos de. **Correção de deficiência de boro em videira**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Uva e Vinho), Bento Gonçalves, p. 4, 2003. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/25707/1/Cit41.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2024.

LEMONS, Raimundo Costa de; SANTOS, Raphael David dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, Rio de Janeiro, ed 3, p. 84, 1996.

LI, Yuan et al. Liming effects on soil pH and crop yield depend on lime material type, application method and rate, and crop species: a global meta-analysis. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 3, p. 1393–1406, 2019.

LI, Xiaona et al. Roadmap of environmental health research on emerging contaminants: Inspiration from the studies on engineered nanomaterials. **Eco-environment & health**, v. 1, n. 3, p. 181–197, 2022.

LI, Yan et al. A combined method for human health risk area identification of heavy metals in urban environments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 449, p. 131067–131067, 2023.

LIAO, Tianlong et al. Environmental regulation and corporate employment revisited: New quasi-natural experimental evidence from China's new environmental protection law. **Energy Economics**, v. 124, p. 106802–106802, 2023.

LIMA, Daniela Oliveira de; CROUZEILLES, Renato; VIEIRA, Marcus Vinícius. Integrating strict protection and sustainable use areas to preserve the Brazilian Pampa biome through conservation planning. **Land Use Policy**, v. 99, p. 104836–104836, 2020.

LINHARES, Diana et al. Cobalt distribution in the soils of São Miguel Island (Azores): From volcanoes to health effects. **Science of The Total Environment**, v. 684, p. 715–721, 2019.

LIU, Geng et al. Spatial distribution prediction of soil As in a large-scale arsenic slag contaminated site based on an integrated model and multi-source environmental data. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115631–115631, 2020.

LIU, Siyan et al. Utilizing machine learning algorithm for finely three-dimensional delineation of soil-groundwater contamination in a typical industrial park, North China: Importance of multisource auxiliary data. **Science of The Total Environment**, v. 911, p. 168598–168598, 2024.

LÓPEZ-RAYO, Sandra; et al. [S,S]-EDDS/Fe: A new chelate for the environmentally sustainable correction of iron chlorosis in calcareous soil. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 1508–1517, 2019.

LU, Ya et al. Liming shifts the chemical properties and microbial community structures of peanut soils with different initial pH values. **Applied Soil Ecology**, v. 181, p. 104665–104665, 2023.

LUKO-SULATO et al. Spatial variation of soil organic matter and metal mobility in wetland soils: Implications for biogeochemical processes in lateritic landscape. **CATENA**, v. 237, p. 107810–107810, 2024.

MAGALHAES JUNIOR, Ariano Martins de; GOMES, Algenor da Silva; SANTOS, Alberto Baêta dos. **Sistema de cultivo de arroz irrigado no Brasil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Clima Temperado). Pelotas, p. 270, 2004. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/179868/1/sistema-03.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2024.

MAILLOT, Thibault; VIOIX, Jean Baptiste; COLBACH, Nathalie. Site-specific herbicide spraying can control weeds as well as full spraying in the long-term. A simulation study. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 214, p. 108338–108338, 2023.

MALAVOLTA, Euripedes; VITTI, Godofredo César; OLIVEIRA, Sebastião Alberto de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS. 1997.

MARCIANO, Luiz P.A. et al. Biomonitoring and risk assessment of human exposure to triazole fungicides. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 147, p. 105565–105565, 2024.

MARTÍN-POZO, Laura et al. Analytical methods for the determination of emerging contaminants in sewage sludge samples. A review. **Talanta**, v. 192, p. 508–533, 2019.

MCLAUGHLIN, M.J; PARKER, D.R.; CLARKE, J.M. Metals and micronutrients – food safety issues. **Field Crops Research**, v. 60, n. 1-2, p. 143–163, 1999.

MEJÍAS, Carmen et al. Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. **Trends in Environmental Analytical Chemistry**, v. 30, p.e00125–e00125, 2021.

MELO, Nilvan Carvalho et al. Conservação do solo: um estudo de caso sobre o processo de ensino e aprendizagem no campus agrícola do Instituto Federal do Amapá. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 6, p. e22810615723-e22810615723, 2021.

MEYER, William B.; TURNER, Billie L. **Changes in land use and land cover: a global perspective**. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 122, 248, 1995.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems AND HUMAN WELL-BEING Synthesis**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2024.

MIOTTO, Alcione et al. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, v. 374, n. 1-2, p. 593–610, 2014.

MOORE, David P.; OVERSTREET, Roy; JACOBSON, Louis. Uptake of magnesium & its interaction with calcium in excised barley roots. **Plant Physiology**, v. 36, n. 3, p. 290–295, 1961.

MÜNZEL, Thomas et al. Soil and water pollution and human health: what should cardiologists worry about?. **Cardiovascular Research**, v. 119, n. 2, p. 440–449, 2022.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NERY, I. B. D.; CELLA, D. ARROZ: uma descrição do mercado. **Revista Interface Tecnológica**, [S. l.], v. 19, n. 2, p. 549–460, 2022.

NETO, Torquato Martins de Andrade et al. Estimativa de sódio na solução do solo em função da condutividade elétrica e umidade do solo. Artigo em Anais de Congresso. Embrapa Mandioca e Fruticultura. 2012. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/71931/1/Estimativa-de-Sodio-na-Solucao-do-Solo-em-Funcao-da-Conductividade-Eletrica-e.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2024.

NGOLE, V M ; EKOSSE, G. I. E. Copper, nickel and zinc contamination in soils within the precincts of mining and landfilling environments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 3, p. 485–494, 2012.

NGUYEN, Tuyet T.N.; BADUEL, Christine. Optimization and validation of an extraction method for the analysis of multi-class emerging contaminants in soil and sediment. **Journal of Chromatography A**, v. 1710, p. 464287–464287, 2023.

NIE, Zhaojun et al. Metabolomics reveals the impact of nitrogen combined with the zinc supply on zinc availability in calcareous soil via root exudates of winter wheat (*Triticum aestivum*). **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 204, p. 108069–108069, 2023.

OLIVEIRA, Alanda de. **Gestão ambiental em unidades de conservação nos diferentes biomas brasileiros: estudo de caso em parques nacionais**. Trabalho de conclusão de curso (TCC). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2021. Disponível: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/29464>. Acesso em: 11 jan. 2024.

OR, Dani; KELLER, Thomas ; SCHLESINGER, William H. Natural and managed soil structure: On the fragile scaffolding for soil functioning. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104912–104912, 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Brasil. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustent%C3%A1vel>>. Acesso em: 01 fev. 2024.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Venting disease through healthy environments: exposure to cadmium: A major public health concern**. Switzerland, OMS, 2019. Disponível em: <https://policycommons.net/artifacts/540833/preventing-disease-through-healthy-environments/1517714/>. Acesso em: 16 jan. 2024.

OSMAN, Adams. Changing landcover: clustering of agents per moral responsibility and culpability. **Environmental Challenges**, v. 14, p. 100821–100821, 2024.

PALERMO, Natália Moreira et al. Fósforo no solo e a utilização de adubação orgânica e plantas de cobertura em vinhedos de Cabernet Sauvignon. **FRUSUL - Simpósio de Fruticultura da Região Sul - ISSN 2526-9909**, v. 3, n. 1, 2022. Disponível em: <<https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/FRUSUL/article/view/16248>>. Acesso em: 12 fev. 2024.

PEREIRA, Paulo et al. Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v.5, p.7–13, 2018.

PEREIRA, Manuela Corrêa; ROCHA, José Renato; MENGUE, Vagner Paz. Comparação de índices e espacialização da cobertura vegetal arbórea dos bairros centro de duas metrópoles brasileiras: Belo Horizonte e Porto Alegre. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. São Paulo, v.5, n.1, p.106-125, 2010.

PINTO, Victor Meriguetti et al. Sustainable irrigation management in tropical lowland rice in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. 284, p. 108345–108345, 2023.

PORTELA, Ester et al. Effect of soil mineralogy on potassium fixation in soils developed on different parent material. **Geoderma**, v. 343, p. 226–234, 2019.

POST, Jeffrey E. Manganese oxide minerals: Crystal structures and economic and environmental significance. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 96, n. 7, p. 3447–3454, 1999.

PSZCZOLIŃSKA, K.; MICHEL, M. The QuEChERS Approach for the Determination of Pesticide Residues in Soil Samples: An Overview. **Journal of AOAC International**. v. 99, n. 6, 2016.

QIN, Guowei et al. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. **Chemosphere**, v. 267, p. 129205–129205, 2021

QUEIROZ, Hermano M. et al. Manganese: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. **Environment International**, v. 146, p. 106284–106284, 2021.

RAHMAN, Runa; UPADHYAYA, Hrishikesh. Aluminium Toxicity and Its Tolerance in Plant: A Review. **Journal of Plant Biology**, v. 64, n. 2, p. 101–121, 2021.

REICHERT, Tatiana et al. Plant phosphorus-use and -acquisition strategies in Amazonia. **New Phytologist**, v. 234, n. 4, p. 1126–1143, 2022.

REZA, S.K. et al. Distribution of forms of potassium in relation to different agroecological regions of North Eastern India. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 60, p. 507-518, 2014.

RIBEIRO, Maria Lúcia et al. PESTICIDAS: USOS E RISCOS PARA O MEIO AMBIENTE. **Holos Environment**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 53–71, 2008.

RIO GRANDE DO SUL. **Portaria FEPAM n.º 85/2014**. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental, FEPAM, 2014. Disponível em: <https://fepam.rs.gov.br/upload/arquivos/202301/27114351-portaria085-2014.pdf>. Acesso em 17 jan. 2024.

RODRIGUES, Marllon Pasini. **O custo no cultivo de arroz irrigado: um estudo de caso em uma propriedade arrendada no sul catarinense**. Trabalho de Conclusão de Curso - TCC (CCN). - UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE (UNESC), CRICIÚMA, 2021. Disponível em: <http://repositorio.unesc.net/handle/1/8933>. Acesso em: 10 jan. 2024.

ROLÃO, Keila Prates et al. **Análise comparativa entre o sistema de arroz irrigado e sistema de arroz sequeiro**. 56º Congresso SOBER, Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, Campinas, São Paulo, 2018.

ROSA, Genésio Mario da et al. Impactos da pandemia da COVID-19 no meio ambiente: uma breve análise. **Concilium**, [S. l.], v. 22, n. 5, p. 200–213, 2022.

SABIK, Hassan; JEANNOT, Roger ; RONDEAU, Bernard. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **Journal of Chromatography A**, v. 885, n. 1-2, p. 217–236, 2000.

SAHA, Arnab et al. Contamination Risk Assessment and Distribution of Rare Trace Metal(loid)s in Surface Soil of Cerrito Blanco, Mexico using Various Contamination Indices. **Total Environment Advances**, v. 9, p. 200086–200086, 2024.

SAHU, Biswabara et al. Fertilizer Management in Dryland Cultivation for Stable Crop Yields. In: **Naorem, A., Machiwal**, p. 305–322, 2023.

SALAM, Abdul et al. Cobalt stress induces photosynthetic and ultrastructural distortion by disrupting cellular redox homeostasis in maize. **Environmental and Experimental Botany**, v. 217, p. 105562–105562, 2024.

SALAMA, Fawzy et al. Cd Phytoextraction Potential in Halophyte *Salicornia fruticosa*: Salinity Impact. **Plants**, v. 11, n. 19, p. 2556–2556, 2022.

SANTOS, Danilo Rheinheimer dos et al. Pesticide bioaccumulation in epilithic biofilms as a biomarker of agricultural activities in a representative watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, 2020.

SANTOS, João Francisco Severo dos; NAVAL, Llíliana Pena. Soy water footprint and socioeconomic development: An analysis in the new agricultural expansion areas of the Brazilian cerrado (Brazilian savanna). **Environmental Development**, v. 42, p. 100670–100670, 2022.

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. **Definição e notação de horizontes e camadas do solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Solos), Serviço Nacional de levantamento e observação de solos, Rio de Janeiro, p. 34, 1983. Disponível: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/987426>. Acesso em: 05 jan. 2024.

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. **O novo mapa de solos do Brasil**: legenda atualizada. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa documentos), Rio de Janeiro, p. 67, 2011. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/920267>. Acesso em: 09 jan. 2024.

SANTOS, Humberto Gonçalves dos et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Solos), Brasília, DF, ed. 5, rev. e ampl., p. 356, il. Color, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos?link=sibcs>. Acesso em: 12 jan. 2024.

SCHONINGER, Evandro Luiz; GATIBONI, Luciano Colpo; ERNANI, Paulo Roberto. Fertilização com fosfato natural e cinética de absorção de fósforo de soja e plantas de cobertura do cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 95–106, 2013.

SCHROEDER, D. **Structure and weathering of potassium containing minerals**. Congr. Int. Potash Institute, p. 43-108, 1980.

SFREDO, Gedi Jorge; BORKERT, Clóvis Manuel. **Deficiências e toxicidades de nutrientes em plantas de soja**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Soja), Londrina, p. 44, 2004. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/63305/1/Documentos-231.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2024.

SHAO, Wenyan et al. Distribution of soil available nutrients and their response to environmental factors based on path analysis model in arid and semi-arid area of northwest China. **Science of The Total Environment**, v. 827, p. 154254–154254, 2022

SHEN, Lili et al. Diverse transformations of sulfur in seabird-affected sediments revealed by microbial and stable isotope analyses. **Journal of Oceanology and Limnology**, v. 41, n. 1, p. 138–149, 2022.

SHEN, Shili et al. Reduced cadmium toxicity in rapeseed via alteration of root properties and accelerated plant growth by a nitrogen-fixing bacterium. **Journal of Hazardous Materials**, v. 449, p. 131040–131040, 2023.

SHENG, Guangyao et al. Influence of pH on pesticide sorption by soil containing wheat residue-derived char. **Environmental Pollution**, v. 134, n. 3, p. 457–463, 2005.

SHETTY, Rajpal et al. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142744–142744, 2021.

SILVA, Sérgio Brazão. **Ensino técnico e extensão universitária: o conhecimento traduzido em cursos**. Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém, Edufra, p. 346, il, 2018.

SILVA, Luciana Duque et al. **Importância em se conhecer o tipo de solo e as particularidades da adubação em áreas de cerrado**. Embrapa Agricultura Digital. 2021. Disponível: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/228460/1/PL-Importancia-solo-adubacao-v2-cap3-2021.pdf>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SILVA, Fábio Cezar da; RAIJ, Bernardo Van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 34, n. 2, p. 267–288, 1999.

SILVA, Mellissa Ananias Soler da et al. **Correção da acidez do solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Arroz e Feijão), 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/arroz/producao/sistema-de-cultivo/arroz-irrigado-na-regiao-tropical/correcao-do-solo-e-adubacao/correcao-da-acidez-do-solo>. Acesso em: 17 jan. 2024.

SLESSAREV, E. W. et al. Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. **Nature**, v. 540, n. 7634, p. 567–569, 2016.

SMITH, Pete et al. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1008–1028, 2016.

SOUZA, Luiz Humberto et al. Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1641–1652, 2010.

SOUZA, Dallas Kelson Francisco; SILVEIRA, Rodrig Lanna Franco; BALLINI, Rosângela. Efeito da expansão da safra de inverno de milho no Brasil sobre a sazonalidade dos preços spot. **Revista De Economia E Sociologia Rural**, v. 61, n. 4, 2023.

SRICHAROENVECH, Piyapas et al. Chromium speciation and mobility in contaminated coastal urban soils affected by water salinity and redox conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 462, p. 132661–132661, 2024.

STEINMETZ, Zacharias et al. Fractionation of copper and uranium in organic and conventional vineyard soils and adjacent stream sediments studied by sequential extraction. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 4, p. 1092–1100, 2016

STRAWN, Daniel; BOHN, Hinrich L.; O'CONNOR, George A.. **Soil chemistry**. ohn Wiley & Sons, Limited, Chichester, West Sussex, 2015

SULTAN, MAisha Binte; ANIK, Amit Hasan; RAHMAN, MD. Mostafizur. Emerging contaminants and their potential impacts on estuarine ecosystems: Are we aware of it?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 199, p. 115982–115982, 2024.

SUN, Yongqiao et al. Spatial Distribution Prediction of Soil Heavy Metals Based on Sparse Sampling and Multi-source Environmental Data. **Journal of Hazardous Materials**, v. 465, p. 133114–133114, 2024.

SUTCLIFFE, B. et al. Microbial communities are sensitive indicators for freshwater sediment copper contamination. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 1028–1038, 2019.

SONG, Xiao-Dong et al. Effects of long-term K fertilization on soil available potassium in East China. **CATENA**, v. 188, p. 104412–104412, 2020

TAGHIPOUR, Marzieh; MOHSEN, Jalali. Influence of organic acids on kinetic release of chromium in soil contaminated with leather factory waste in the presence of some adsorbents. **Chemosphere**, v. 155, p. 395–404, 2016.

TASSI, Eliana et al. Evidence for the natural origins of anomalously high chromium levels in soils of the Cecina Valley (Italy). **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 20, n. 6, p. 965–976, 2018.

TEIXEIRA, Paula Rezende et al. What can we learn from commercial insecticides? Efficacy, toxicity, environmental impacts, and future developments. **Environmental Pollution**, v. 300, p. 118983–118983, 2022.

TEJERO, Ignacio Pablo Traversa; CANTARELLI, Rogério Bortolotto. Produção orizícola no município de São Gabriel, RS (Brasil). **J. Selva Andina Biosph.** La Paz, v. 8, n. 2, p. 80-91, 2020.

TERRER, César et al. Nitrogen and phosphorus constrain the CO₂ fertilization of global plant biomass. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 9, p. 684–689, 2019.

THOR, Kathrin. Calcium—Nutrient and Messenger. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, 2019.

TOMCZYK, Paweł et al. Assessment of heavy metal contamination of agricultural soils in Poland using contamination indicators. **Ecological Indicators**, v. 156, p. 111161–111161, 2023.

TUN, Aung Myint et al. Pernicious Anemia: Fundamental and Practical Aspects in Diagnosis. **Cardiovascular and Hematological Agents in Medicinal Chemistry**, v. 15, n. 1, 2017.

UPADHYAY, Sudhir K ; CHAUHAN, Prabhat K. Optimization of eco-friendly amendments as sustainable asset for salt-tolerant plant growth-promoting bacteria mediated maize (*Zea Mays* L.) plant growth, Na uptake reduction and saline soil restoration. **Environmental Research**, v. 211, p. 113081–113081, 2022.

VALLADARES, Gustavo Souza et al. Zinco total e disponível em amostras de perfis de solos do estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 68, n. 4, p. 1105–1114, 2009

VANDERSCHUEREN, Ruth et al. Mitigating the level of cadmium in cacao products: Reviewing the transfer of cadmium from soil to chocolate bar. **Science of The Total Environment**, v. 781, p. 146779–146779, 2021.

VERDI, Rovier et al. Manejo homeopático no cultivo de arroz irrigado / Homeopathic management in irrigated rice crop. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 6, n. 9, p. 65540–65549, 2020.

VICKNESWARAN, Mathavan et al. Establishing the extent of pesticide contamination in Irish agricultural soils. **Heliyon**, v. 9, n. 9, p. e19416–e19416, 2023.

VITOUSEK, Peter M; FARRINGTON, Heraldo. Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory. **Biogeochemistry**, v. 37, n. 1, p. 63–75, 1997.

Vodyanitskii, Yu N. et al. Formation of manganese oxides in soils. **Eurasian Soil Science**. V. 37, p. 572-584, 2004.

WALTER, Melissa; MARCHEZAN, Enio; AVILA, Luiz Antonio de. Arroz: composição e características nutricionais. **Ciencia Rural**, v. 38, n. 4, p. 1184–1192, 2008.

WANG, Yun-xia et al. Effects of subsoiling depth, period interval and combined tillage practice on soil properties and yield in the Huang-Huai-Hai Plain, China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 19, n. 6, p. 1596–1608, 2020.

WANG, Fei et al. Soil Microbial Community Succession Based on PhoD and Gcd Genes along a Chronosequence of Sand-Fixation Forest. **Forests**, v. 12, n. 12, p. 1707–1707, 2021.

WANG, Guo; CISSÉ, Gaoussou; STAUNTON, Siobhan. Changes in chemical fractionation of copper and zinc in soil as a function of incubation moisture content and organic matter amendments. **Chemosphere**, v. 351, p. 141198–141198, 2024.

WINKLER, Karina et al. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 2021.

WOLF, Melanie Katrin; WIESMEIER, Martin; MACHOLDT, Janna. Importance of soil fertility for climate-resilient cropping systems: The farmer's perspective. **Soil Security**, v. 13, p. 100119–100119, 2023.

WU, Fuyu et al. A novel semi-empirical soil multi-factor radiative transfer model for soil organic matter estimation based on hyperspectral imagery. **Geoderma**, v. 437, p. 116605–116605, 2023.

XIAO, Ran et al. Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 17–24, 2017.

XIAO, Dong et al. Inversion study of soil organic matter content based on reflectance spectroscopy and the improved hybrid extreme learning machine. **Infrared Physics & Technology**, v. 128, p. 104488–104488, 2023.

XIONG, Zhihao et al. Continuous potassium fertilization combined with straw return increased soil potassium availability and risk of potassium loss in rice-upland rotation systems. **Chemosphere**, v. 344, p. 140390–140390, 2023.

XUE, Peipei et al. Land use effects on soil protists and their top-down regulation on bacteria and fungi in soil profiles. **Applied Soil Ecology**, v. 185, p. 104799–104799, 2023.

YADAV, Vaishali et al. Structural modifications of plant organs and tissues by metals and metalloids in the environment: A review. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 159, p. 100–112, 2021.

YAMADA, Tsuioshi. **BORO: será que estamos aplicando a dose suficiente para o adequado desenvolvimento das plantas?**. Informações agronômicas, n. 90, 2000.

YAN, Lei et al. Harnessing the power of exogenous factors to enhance plant resistance to aluminum toxicity; a critical review. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 203, p. 108064–108064, 2023.

YANG, Jiawen et al. A Review of a Class of Emerging Contaminants: The Classification, Distribution, Intensity of Consumption, Synthesis Routes, Environmental Effects and Expectation of Pollution Abatement to Organophosphate Flame Retardants (OPFRs). **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 12, p. 2874–2874, 2019.

YANG, Zhenglun et al. Soil texture and pH exhibit important effects on biological nitrogen fixation in paddy soil. **Applied Soil Ecology**, v. 178, p. 104571–104571, 2022.

YANG, Wenhao et al. Inconsistent responses of soil bacterial and fungal community's diversity and network to magnesium fertilization in tea (*Camellia sinensis*) plantation soils. **Applied Soil Ecology**, v. 191, p. 105055–105055, 2023a.

YANG, Wenzheng et al. Unearthing the importance of soil development in total phosphorus distribution in China's mountains. **CATENA**, v. 228, p. 107193–107193, 2023b.

ZENDA, Tinashe et al. Revisiting Sulphur—The Once Neglected Nutrient: It's Roles in Plant Growth, Metabolism, Stress Tolerance and Crop Production. **Agriculture**, v. 11, n. 7, p. 626–626, 2021.

ZENG, Xiao-Min et al. Microbial assemblies associated with temperature sensitivity of soil respiration along an altitudinal gradient. **Science of The Total Environment**, v. 820, p. 153257–153257, 2022.

ZHANG, Xuemeng et al. Structure and diversity of fungal communities in long-term copper-contaminated agricultural soil. **Science of The Total Environment**, v. 806, p. 151302–151302, 2022.

ZHANG, Kai; YI, Yunqiang ; FANG, Zhanqiang. Remediation of cadmium or arsenic contaminated water and soil by modified biochar: A review. **Chemosphere**, v. 311, p. 136914–136914, 2023

ZHENG, Jiatong et al. Quantitative source apportionment and driver identification of soil heavy metals using advanced machine learning techniques. **Science of The Total Environment**, v. 873, p. 162371–162371, 2023.

ZHOU, Jun; WU, Yanhong; BING, Haijian; et al. Variations in soil phosphorus biogeochemistry across six vegetation types along an altitudinal gradient in SW China. **CATENA**, v. 142, p. 102–111, 2016.

ZÖRB, Christian; SENBAYRAM, Mehmet; PEITER, Edgar. Potassium in agriculture – Status and perspectives. **Journal of Plant Physiology**, v. 171, n. 9, p. 656–669, 2014.

ZULUAGA, Monica Yorlady Alzate et al. Iron nutrition in agriculture: From synthetic chelates to biochelates. **Scientia Horticulturae**, v. 312, p. 111833–111833, 2023.

APENCICÊ I

Tabela 1- Composição físico-química do solo no uso e ocupação de campo nativo.

Variáveis do solo	Campo Nativo							$\bar{x} \pm EP$
	P1A	P1B	P1C	P1D	P1E	P1F	P1G	
Textura	3	4	4	1	3	4	3	3,14±0,40
Areia (%)	29,00	81,81	82,26	21,22	60,79	73,07	41,97	55,76±9,51
Argila (%)	19,48	10,45	7,93	60,87	16,93	10,45	16,93	20,43±6,93
Silte (%)	51,35	7,74	9,81	17,91	22,28	16,48	41,10	23,81±6,18
M.O. (%)	3,20	1,20	1,00	1,90	2,20	0,90	2,20	1,80±0,31
pH	4,60	5,50	4,40	4,60	5,10	5,70	4,60	4,93±0,19
Al (mg/kg)	28,60	0,00	174,76	244,43	9,03	0,00	128,55	83,62±37,40
B (mg/kg)	0,53	1,39	0,62	0,73	1,39	1,43	1,18	1,04±0,15
Ca (mg/kg)	1.373,20	720,08	329,79	531,49	1.305,61	689,74	1.280,92	890,12±159,64
Cd (mg/kg)	0,87	1,92	3,34	0,86	1,79	3,92	1,86	2,08±0,44
Co (mg/kg)	10,76	15,48	1,11	39,02	11,04	1,19	12,67	13,04±4,81
Cr (mg/kg)	6,92	32,68	17,92	34,63	49,85	31,41	26,08	28,50±5,12
Cu (mg/kg)	1,05	1,35	0,75	2,42	1,38	0,94	0,90	1,26±0,21
Fe (mg/kg)	531,91	220,30	308,39	184,33	367,30	153,53	509,99	325,11±57,58
K (mg/kg)	195,03	46,61	34,35	126,61	44,61	37,41	150,45	90,72±24,80
Mg (mg/kg)	306,57	114,96	48,01	123,89	270,52	138,04	307,82	187,12±39,87
Mn (mg/kg)	64,50	26,66	6,75	44,50	80,10	14,99	26,77	37,75±10,09
Na (mg/kg)	16,96	0,85	1,29	2,18	31,23	2,08	1,72	8,04±4,43
P (mg/kg)	17,70	11,34	5,26	4,58	3,01	9,25	37,83	12,71±4,59
S (mg/kg)	30,95	16,63	15,67	46,72	28,66	10,08	24,61	24,76±4,63
Zn (mg/kg)	4,04	3,09	0,50	0,94	2,32	1,87	2,77	2,22±0,47

Repetições: São Gabriel (P1A), Cacequi (P1B), Rosário do Sul (P1C), São Sepé (P1D), Vila Nova do Sul (P1E), Caçapava do Sul (P1F) e Mata (P1G); $\bar{x} \pm EP$ = Média \pm erro padrão.

APENCICÊ II

Tabela 2- Composição físico-química do solo no uso e ocupação de arroz irrigado.

Variáveis do solo	Arroz Irrigado							$\bar{x} \pm EP$
	P2A	P2B	P2C	P2D	P2E	P2F	P2G	
Textura	4	3	3	3	4	4	4	3,57±0,20
Areia (%)	38,40	32,03	47,95	56,52	46,82	64,29	69,24	50,75±5,08
Argila (%)	11,83	22,25	17,10	12,06	15,66	15,50	10,45	14,98±1,52
Silte (%)	49,77	45,72	34,95	31,42	37,52	20,21	20,31	34,27±4,32
M.O. (%)	1,50	0,80	1,60	1,20	0,7	1,20	1,10	1,16±0,13
pH	4,90	4,70	5,10	6,70	5,20	5,00	5,20	5,26±0,25
Al (mg/kg)	27,40	272,22	79,98	0,00	52,62	35,85	16,66	69,25±35,19
B (mg/kg)	1,09	1,89	1,34	1,37	1,34	1,50	1,47	1,43±0,09
Ca (mg/kg)	1.164,36	1.067,61	3.612,03	2.708,22	1.035,15	682,38	610,45	1.554,31±433,02
Cd (mg/kg)	3,56	1,91	3,96	4,65	3,88	1,35	1,72	3,00±0,49
Co (mg/kg)	1,19	47,39	13,01	82,32	29,12	16,47	15,99	29,36±10,39
Cr (mg/kg)	25,51	25,85	18,61	53,01	42,64	32,52	33,04	33,03±4,39
Cu (mg/kg)	1,23	0,94	1,22	3,93	3,94	1,83	1,34	2,06±0,49
Fe (mg/kg)	574,64	195,60	181,73	182,44	616,27	689,02	246,23	383,70±87,20
K (mg/kg)	78,34	72,35	56,59	218,09	58,51	91,68	53,50	89,87±21,98
Mg (mg/kg)	137,12	366,37	820,34	483,33	148,73	120,99	93,27	310,02±101,45
Mn (mg/kg)	24,85	12,69	40,10	20,16	147,29	52,01	46,61	49,10±17,24
Na (mg/kg)	17,41	62,71	24,25	7,93	105,32	1,99	2,06	31,67±14,61
P (mg/kg)	187,05	10,25	8,99	24,78	13,17	134,93	9,98	55,59±27,87
S (mg/kg)	22,52	59,81	14,15	8,62	25,45	13,25	12,04	22,26±6,65
Zn (mg/kg)	11,61	0,54	0,51	6,44	5,80	10,79	2,90	5,51±1,71

Repetições: São Gabriel (P2A), São Sepé (P2B), Cachoeira do Sul (P2C), Candelária (P2D), Santa Maria (duas propriedades rurais (P2E e P2F)) e São Pedro do Sul (P2G); $\bar{x} \pm EP$ = Média \pm erro padrão.

APENCICÊ III

Tabela 3 - Composição físico-química do solo no uso e ocupação de culturas anuais.

Variáveis do solo	Culturas Anuais							$\bar{x} \pm EP$
	P3A	P3B	P3C	P3D	P3E	P3F	P3G	
Textura	3	1	3	1	1	1	4	2,00±0,49
Areia (%)	24,49	11,66	32,35	5,20	7,12	20,12	38,69	19,95±4,82
Argila (%)	32,86	47,62	32,78	54,96	70,56	53,66	15,96	44,06±6,85
Silte (%)	42,65	40,72	34,87	39,84	22,32	26,22	45,35	36,00±3,28
M.O. (%)	1,60	1,80	1,50	3,00	2,30	2,50	1,50	2,03±0,22
pH	5,50	5,90	5,00	5,10	4,90	5,30	6,1	5,40±0,17
Al (mg/kg)	0,00	0,00	37,07	29,09	39,46	14,33	0,00	17,14±6,77
B (mg/kg)	1,27	0,76	1,47	1,54	0,72	1,28	1,47	1,22±0,13
Ca (mg/kg)	1.534,59	1.658,44	3.798,47	1.095,85	584,73	670,32	2.668,52	1.715,85±437,47
Cd (mg/kg)	3,79	3,00	1,81	1,17	1,18	1,17	1,18	1,90±0,41
Co (mg/kg)	123,97	83,59	90,32	36,03	54,00	59,36	40,38	69,66±11,86
Cr (mg/kg)	93,24	67,57	56,71	54,92	66,40	17,80	41,07	56,82±8,87
Cu (mg/kg)	12,19	24,38	12,94	11,49	10,24	8,00	5,29	12,08±2,28
Fe (mg/kg)	142,43	162,39	259,63	133,74	133,37	123,79	229,99	169,33±20,26
K (mg/kg)	95,07	354,16	123,65	137,21	650,21	481,85	164,43	286,65±80,97
Mg (mg/kg)	257,78	342,50	1007,40	149,23	188,09	220,19	772,76	419,71±126,19
Mn (mg/kg)	109,95	59,87	128,87	373,29	102,59	18,78	76,24	124,23±43,72
Na (mg/kg)	1,98	1,99	8,24	1,96	1,99	3,98	19,57	5,67±2,47
P (mg/kg)	3,27	7,46	43,69	45,47	5,58	5,97	108,54	31,43±14,62
S (mg/kg)	17,13	22,68	15,35	46,16	55,95	52,86	14,49	32,09±7,07
Zn (mg/kg)	5,78	12,20	18,94	9,59	4,46	1,02	4,47	8,07±2,28

Repetições: Porto Xavier (P3A), Cândido Godoi (P3B), Cerro Largo (P3C), Guarani das Missões (P3D), Giruá (P3E), Ronda Alta (P3F) e Rondinha (P3G); $\bar{x} \pm EP$ = Média \pm erro padrão.