

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

Silvana Isabel Schneider

**CARACTERIZAÇÃO DE CONTAMINANTES AMBIENTAIS
EMERGENTES E INDICADORES DE POTABILIDADE DA ÁGUA
DE CONSUMO HUMANO**

Frederico Westphalen, RS
2022

Silvana Isabel Schneider

**CARACTERIZAÇÃO DE CONTAMINANTES AMBIENTAIS
EMERGENTES E INDICADORES DE POTABILIDADE DA ÁGUA DE
CONSUMO HUMANO**

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

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

Frederico Westphalen, RS
2022

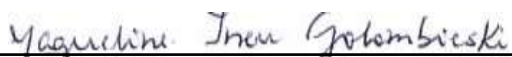
FICHA CATALOGRAFICA

Silvana Isabel Schneider

**CARACTERIZAÇÃO DE CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES E
INDICADORES DE POTABILIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO**

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

Aprovada em 31 de março de 2022.



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



André Carlos Cruz Copetti, Dr. (UNIPAMPA)



Willian Fernando de Borba, Dr. (UFSM)

DEDICATÓRIA

A minha família e amigos, pelo apoio, amor, carinho e por nunca medirem esforços para ver este trabalho concretizado, amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Irineo e Geni Schneider, por nunca medirem esforços para me ver conquistando este título e por me apoiarem em todos os momentos, muito obrigada por todo o suporte durante esta jornada.

Agradeço ao meu Irmão João Vitor pelo companheirismo e auxílio durante as coletas de amostras de água.

Agradeço aos meus avós Alma e Ottmar Schneider, sempre preocupados com o meu bem-estar durante as viagens de coleta e os dias que passava em Frederico Westphalen, muito obrigada por todo carinho e preocupação.

Agradeço a minha orientadora Professora Dra. Jaqueline Ineu Golombieski, a senhora foi à peça chave para que eu desenvolvesse o gosto pela pesquisa acadêmica. Sou grata por toda ajuda e conselhos tanto acadêmicos, quanto pessoais. Antes de minha orientadora, fostes minha amiga, muito obrigada!

Agradeço ao meu co-orientador Professor Dr. Marcos Toebe, pelos auxílios prestados no decorrer do desenvolvimento da presente dissertação.

Agradeço a Universidade Federal de Santa Maria, Campus Frederico Westphalen - UFSM-FW, em especial ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, juntamente com seus professores, secretários e técnicos administrativos que contribuíram e auxiliaram na minha formação.

Ao Grupo de Monitoramento Ambiental - GMA, por mostrar na prática o real significado de trabalho em grupo, sou extremamente grata pela ajuda de vocês durante as coletas e análises das amostras de água e principalmente por todo apoio moral durante esta trajetória.

A acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária Vanessa Faco Tarone e as Engenheiras Ambientais e Sanitaristas Kéli Hofstatter e Keitiline Bauchspiess, não há palavras que descrevam a dedicação de tempo e trabalho que vocês realizaram por esta pesquisa, levarei sempre comigo o vínculo de amizade que criamos dentro da UFSM-FW.

As minhas amigas e irmãs de coração Samara Lazarotto, Andressa Pastório Scortegangna, Carine Andrioli e Nadine Barcellos, vocês sonharam esta conquista junto comigo desde o início. Obrigada por todos os anos de amizade e hoje, mesmo que distantes fisicamente, seguem vibrando comigo cada sonho realizado.

Agradeço a ajuda prestada pela Tamiris Rosso Storck, além de colega de profissão é uma grande amiga.

Agradeço ao Eder Mathias Christ pela assistência em algumas coletas, e por ter sido paciente, me motivando dia após dia.

A Química Michele Sauer, servidora da UFSM-FW, pelas dúvidas sanadas dentro do laboratório e principalmente por sempre se mostrar disposta a auxiliar no que fosse necessária.

A Química Fernanda Volpatto, por sempre ter se mostrado disponível ajudando a solucionar problemas mesmo que distante.

Ao professor Arci Dirceu Wastowski pela doação de materiais e reagentes que foram extremamente úteis no desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço de forma muito especial ao Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas - LARP, composto pelos professores Dr. Osmar Damian Prestes, Dr. Renato Zanella e demais colaboradores, estes que realizaram as análises dos contaminantes emergentes (Agrotóxicos e Fármacos).

Agradeço a EMATER/RS – ASCAR que contribuiu para a localização dos poços de água e se disponibilizou a acompanhar as visitas até as propriedades rurais.

Agradeço a Aline Ludwig, professora no Instituto Federal de Santa Catarina - IFSC, pelos contatos realizados e intermédio feito entre os proprietários rurais.

Agradeço aos produtores rurais que se demonstraram interessados em participar desta pesquisa acadêmica, e permitiram o acesso as suas propriedades.

“Há muros que só a paciência derruba. E há pontes que só o carinho constrói.”

Cora Carolina

RESUMO

CARACTERIZAÇÃO DE CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES E INDICADORES DE POTABILIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO

AUTORA: Silvana Isabel Schneider

ORIENTADORA: Jaqueline Ineu Golombieski

A qualidade das águas de consumo humano pode ser influenciada por atividades antrópicas através das formas de uso e ocupação do solo, por exemplo. O objetivo geral desse estudo foi caracterizar as águas de consumo humano de propriedades rurais situadas em municípios do Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Brasil), quanto a presença de contaminantes ambientais emergentes, variáveis físicas, químicas e microbiológicas indicadoras de qualidade da água, bem como realizar a análise macroscópica ambiental em poços rasos da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai. As amostras de água foram coletadas através de duas campanhas amostrais (épocas 1 e 2), distribuídas sob os seguintes usos e ocupação do solo: produtividade leiteira, culturas de época e suinocultura, além disso, foram avaliados visualmente os poços rasos e o seu entorno, nas propriedades rurais. Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas, foram comparados com as legislações vigentes em nível nacional e internacional para as águas utilizadas no consumo humano. Como resultados obtidos para a análise macroscópica ambiental, verificou-se que os poços rasos apresentaram diferentes classificações de grau de preservação, variando da classe ótima a ruim. Com relação às variáveis pH, cor aparente, dureza total, fluoreto, amônia total, nitrito, nitrato e manganês, estas apresentaram-se condizentes com os valores máximos permitidos pelas legislações vigentes. Entretanto, as variáveis turbidez, ferro total, coliformes totais e *Escherichia coli* apresentaram valores em desacordo com os padrões estabelecidos nas legislações. Alcalinidade total, condutividade elétrica, sólidos totais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, fósforo total, nitrogênio total e nitrogênio total *kjeldahl* não estão contemplados nas referidas legislações, não possuindo valor de referência. Os diferentes usos e ocupação do solo não interferiram nas variáveis físicas e químicas da água. Assim, a análise macroscópica ambiental demonstrou que os parâmetros que apresentaram baixa preservação podem estar interferindo na qualidade da água consumida pelos produtores rurais. As variáveis microbiológicas foram quantificadas nos diferentes usos e ocupação do solo, bem como nas diferentes épocas estudadas, levando-se a concluir que a localização dos poços rasos de consumo humano, aspectos construtivos e suas condições higiênicas sanitárias influenciaram diretamente nos resultados obtidos para estas variáveis. Os contaminantes ambientais emergentes foram detectados nas épocas 1 e 2 em todos os usos e ocupação do solo, com os fármacos e agrotóxicos apresentando concentrações inferiores ao permitido para a potabilidade da água de consumo humano. Acredita-se que a presença desses compostos nos diferentes usos e ocupação se deve pelo fato de que as propriedades rurais apresentavam outras atividades secundárias, além das estudadas, podendo este ter influenciado nos resultados obtidos.

Palavras-chave: Agrotóxicos; Fármacos; Legislações; Monitoramento; Poços rasos.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF EMERGING ENVIRONMENTAL CONTAMINANTS AND POTABILITY INDICATORS OF HUMAN CONSUMPTION WATER

AUTHOR: Silvana Isabel Schneider
ADVISOR: Jaqueline Ineu Golombieski

The water quality for human consumption can be influenced by human activities through the forms of land uses and occupation. The general objective of this study was to characterize water for human consumption from rural properties located in municipalities in the State of Rio Grande do Sul and Santa Catarina (Brazil), regarding the presence of emerging environmental contaminants and other physical, chemical and microbiological variables that indicate water quality, as well as carrying out macroscopic environmental analyzes in shallow wells in the Uruguay River basin. The water samples were collected through two sampling campaigns (season 1 and 2), distributed in different land uses and occupations: dairy productivity, seasonal crops and swine production, and the shallow wells and their surroundings were visually evaluated, in rural properties. The values of the physical, chemical and microbiological analyzes were compared with the national and international legislations levels for water for human consumption. As results obtained for the macroscopic environmental analysis, it was verified that the shallow wells presented different classifications of degree of preservation, ranging from Excellent to Bad Class. Regarding the pH, apparent color, total hardness, fluorine, total ammonia, nitrite, nitrate and manganese variables, they were in accordance with the maximum permitted values (MPV) by current legislation. However, the turbidity, total iron, total coliforms and *Escherichia coli* variables presented values in disagreement with the standards established in the legislation. Total alkalinity, electrical conductivity, total solids, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, temperature, total phosphorus, total nitrogen and total nitrogen kjeldahl are not contemplated by the legislation, not having MPV for such variables. The different land uses and occupation did not interfere in the water physical and chemical variables. Thus, the macroscopic environmental analysis showed that the parameters that showed low preservation may be interfering with the water quality consumed by rural properties. The microbiological variables were quantified in the different lands uses and occupation, as well as in the different seasons studied, leading to the conclusion that the location of the shallow wells for human consumption, constructive aspects and their hygienic and sanitary conditions directly influenced the results obtained for these variables. Emerging environmental contaminants were detected in seasons 1 and 2 in all land uses and occupation, with pharmaceuticals and pesticides presenting concentrations lower than the MPV for drinking water for human consumption. It is believed that the presence of such compounds in the different land uses and occupation is due to the fact that the rural properties had other secondary activities, in addition to those studied, which may have influenced the results obtained.

Keywords: Pesticides; Pharmaceuticals; Shallow wells; Monitoring; Legislations.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas de transmissão de doenças de veiculação hídrica	34
Figura 2 – Aspectos construtivos de poços rasos	36
Figura 3 – Sistemas de aquíferos presentes no Brasil. Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina pertencentes ao aquífero Serra Geral	38
Figura 4 – Principais rotas de fármacos no meio ambiente e exposição humana	43
CAPÍTULO 1 - Manuscrito	
Figura 1 – Localização dos poços rasos avaliados e uso e ocupação do solo	58
Figura 2 – Grau de preservação no entorno dos poços rasos de água estudados de acordo com os usos e ocupação do solo	61
Figura 3 – Percentual total de poços rasos e respectivos graus de preservação	61
CAPÍTULO 2	
Figura 1 – Mapa de identificação da hidrografia correspondente ao Rio Uruguai nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Microrganismos e doenças provocadas via veiculação hídrica. 33

CAPÍTULO 1

Quadro 1 – Quantificação macroscópica ambiental dos poços rasos estudadas 60

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 - Manuscrito

Tabela 1 – Quantificação utilizada para a Análise dos aspectos macroscópicos ambientais .59

Tabela 2 – Classificação quanto ao grau de preservação dos locais analisados.....59

CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Metodologia adotada para a realização das análises físicas, químicas e microbiológicas da água.....75

Tabela 2 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média populacional (entre parênteses) de variáveis químicas em amostras de água sob diferentes usos e ocupações79

Tabela 3 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de variáveis físicas em amostras de água sob diferentes usos e ocupações83

Tabela 4 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de elementos químicos em amostras de água sob diferentes usos e ocupações87

Tabela 5 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de microrganismos em amostras de água sob diferentes usos e ocupação do solo93

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LARP	Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas
MS	Ministério da Saúde
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PLANASAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
RS	Rio Grande do Sul
SC	Santa Catarina
SENAR	Serviço Nacional de Aprendizagem Rural
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
uH	Unidades Hazen
UHPLC-MS/MS	Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência Acoplada a Espectrometria de Massas
uT	Unidades de Turbidez
VMP	Valor Máximo Permitido
µg/L	Micrograma por litro
µS/cm	Microsiemens por centímetro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	25
1.2	OBJETIVOS	27
1.2.1	Objetivo Geral	27
1.2.2	Objetivos específicos.....	27
1.3	HIPÓTESES	28
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.1	DISPONIBILIDADE E DISTRIBUIÇÃO HÍDRICA NO PLANETA	29
2.2	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA E A INFLUÊNCIA SOB A QUALIDADE DAS ÁGUAS	29
2.2.1	Poluição e contaminação dos recursos hídricos	30
2.3	FERTILIZANTES E EXCRETAS DE ANIMAIS NA ZONA RURAL.....	31
2.4	ESGOTO DOMÉSTICO	32
2.5	DOENÇAS INFECCIOSAS RELACIONADAS COM A QUALIDADE DAS ÁGUAS	33
2.6	ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA ZONA RURAL	34
2.6.1	Poços rasos	35
2.7	DESINFECÇÕES DA ÁGUA A DOMICÍLIO	37
2.8	SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL.....	38
2.9	LEGISLAÇÕES DE REFERÊNCIA PARA A QUALIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO	39
2.10	CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES.....	39
2.10.1	Agrotóxicos.....	40
2.10.2	Fármacos	42
2.11	VARIÁVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....	43
2.11.1	Variáveis físicas da água	44
2.11.1.1	Turbidez.....	44
2.11.1.2	Cor aparente.....	44
2.11.1.3	Sólidos Totais	45
2.12.2	Variáveis químicas da água	45
2.12.2.1	Condutividade elétrica.....	46
2.12.2.2	Potencial hidrogeniônico – pH	46
2.12.2.3	Temperatura.....	47
2.12.2.4	Fluoreto.....	47
2.12.2.5	Alcalinidade total.....	48
2.12.2.6	Dureza total.....	48

2.12.2.7	Ferro total e manganês	49
2.12.2.8	Compostos nitrogenados	49
2.12.2.9	Fósforo total	50
2.12.2.10	Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}).....	51
2.12.3	Variáveis microbiológicas da água	52
2.13	ANÁLISE MACROSCÓPICA	53
3	CAPÍTULO 1 - Manuscrito	55
4	CAPÍTULO 2.....	71
4.1	INTRODUÇÃO	71
4.2	METODOLOGIA	73
4.2.1	Caracterização da área de estudo.....	73
4.2.2	Campanhas amostrais das águas	74
4.2.3	Análise das variáveis físicas, químicas e microbiológicas	75
4.2.4	Análise dos contaminantes ambientais emergentes	76
4.2.5	Análise estatística	77
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
4.3.1	Variáveis físicas, químicas e microbiológicas.....	78
4.3.2	Contaminantes ambientais emergentes.....	94
4.3.2.1	Princípios ativos de fármacos	95
4.3.2.2	Ingredientes ativos de agrotóxicos	98
4.4	CONCLUSÃO	106
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	124
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	126
	APENCICÊ A – FOTOGRAFIAS DOS PONTOS DE COLETAS ABORDADOS NO ESTUDO	136
	APÊNDICE B – TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA REALIZAÇÃO DAS COLETAS.....	139

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água trata-se de um recurso natural e renovável que apresenta um volume de modo geral, constante no planeta, entretanto, não conta com uma distribuição uniforme ao longo do tempo e do espaço. Deste modo, a alteração da distribuição da água em suas diferentes formas apresentadas no globo terrestre se deve aos fenômenos climáticos (estações climáticas), bem como, aos impactos ambientais provocados através de atividades antrópicas (HELLER; PÁDUA, 2010).

O planeta Terra apresenta aproximadamente $1,38 \times 10^{18}$ m³ de água, a qual se encontra distribuída entre as águas do mar, geleiras, águas doces superficiais e subterrâneas (VON SPERLING, 2014). Em termos de abundância de água em território, o Brasil é o país mais rico do globo terrestre, porém este recurso vem se mostrando ameaçado no que tange a sua qualidade e aumento de seu consumo (MELLO et al., 2020).

A qualidade das águas subterrâneas tem sido afetada pelas atividades antrópicas que vem demonstrando grande crescimento e por sua vez, contribuindo com os agravantes hídricos (WU; ZHANG; ZHOU, 2020). As formas de uso e ocupação do solo influenciam diretamente na qualidade da água, como por exemplo, o desmatamento, expansão de centros urbanos e atividades agrícolas (MELLO et al., 2020).

As águas também podem apresentar alterações naturais de suas características em função de fenômenos naturais que podem ocorrer no meio ambiente (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004; PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2015; SEMAD, 2022). Como forma natural de alteração da qualidade da água pode-se mencionar o intemperismo, presença de vegetação e ainda os índices pluviométricos (VEGA et al., 1998).

Pelo fato de a água poder entrar em contato com diferentes contaminantes, esta pode sofrer contaminação por compostos orgânicos e inorgânicos, encontrados nos agroquímicos, lodos originados em estações de tratamento de efluentes, atividades petroquímicas, fertilizantes (fosfato e nitrato), mineração, fármacos, metais pesados provenientes da indústria, dentre outros (STEFFEN et al., 2011).

Os recursos hídricos também recebem cargas de efluentes provindos dos setores industriais, agropecuários e domésticos, onde a água torna-se um veículo de propagação dos mais diferentes tipos de poluentes, estando incluso os contaminantes emergentes. Estes contaminantes tratam-se de componentes que não possuem um monitoramento periódico, podendo ser encontrados na água, ar e solo sendo capazes de causar consequências a saúde humana e ao meio ambiente (GAFFNEY et al., 2014).

Os poluentes emergentes, como também podem ser chamados, constituem produtos que são consumidos diariamente na forma de fármacos, produtos de beleza e higiene pessoal, hormônios, retardador de chamas, agrotóxicos, surfactantes, solventes, metais, dentre outros (REICHERT et al., 2019; UNESCO, 2020). Estes poluentes também são utilizados no ramo da pecuária, podendo ser verificados nos fármacos de uso veterinário (REICHERT et al., 2019). Contudo, todos esses poluentes tem se mostrando presentes de modo perigoso em diferentes matrizes ambientais (SCARIA; GOPINATH; NIDHEESH, 2021).

Nas zonas rurais, além da aplicação de dejetos como forma de fertilização do solo, também é realizado o uso de agrotóxicos como meio de combater as pragas agrícolas e plantas daninhas. No entanto, quando os agrotóxicos atingem os recursos hídricos, eles se tornam micropoluentes das águas, atribuindo toxicidade as mesmas (ZINI, 2016). Cabe ainda destacar que o Brasil, é um dos maiores consumidores de agrotóxicos a nível mundial, havendo o comércio de cerca de 500.000 toneladas de ingredientes ativos por ano (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017).

O Brasil possui uma grande área territorial e nela podem ser verificados diferentes cenários conflitantes tanto socioeconômicos, quanto ambientais. O país se encontra colocado entre as 10 maiores economias do planeta, sendo um grande consumidor e por consequência disso, acaba acarretando em problemas ambientais, como são o caso das mais variadas novas substâncias que podem ser verificadas nos compartimentos ambientais (contaminantes emergentes). Outra questão relevante no Brasil é o saneamento básico, visto que, o mesmo ainda é um problema em diferentes regiões do território nacional, sendo a causa de epidemias além de outras doenças de veiculação hídrica (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017).

Assim, a qualidade da água é verificada através de características intrínsecas e em sua maioria possíveis de mensuração, podendo ser de natureza química, física ou microbiológica. Para que os recursos hídricos apresentem boa qualidade, os mesmos devem se manifestar em uma faixa de concentração dentro dos padrões estabelecidos, os quais tornam viáveis o seu uso. Em se tratando das águas destinadas ao consumo humano, seus padrões de qualidade se apresentam mais restritivos quando comparados a outros usos (DERISIO, 2017).

Como meio de garantir a qualidade da água, a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda o monitoramento dos recursos hídricos. Na realização do monitoramento da água ocorrem levantamentos sistemático de dados em pontos estabelecidos, a fim de assistir o comportamento da qualidade das águas no decorrer do tempo, sendo avaliadas séries temporais de dados (DERISIO, 2017).

Tendo em vista que o Brasil possui um grande potencial para a produção leiteira, observa-se seu crescimento em 374 % entre os anos de 1974 a 2016 (CARVALHO; ROCHA, 2018) e conseqüentemente apresentando um maior número de bovinos. O país também se encontra como o quarto colocado na exportação de carne suína (ABPA, 2018), onde os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul são os maiores produtores e exportadores, (EMBRAPA, 2019).

Contudo, a qualidade da água pode sofrer alterações em razão da aplicação de dejetos de origem animal (que não possuem um devido tratamento) em lavouras próximas aos recursos hídricos, o que posteriormente pode provocar a alteração das características físicas, químicas e microbiológicas da água. Além disso, como o Brasil se destaca entre os maiores consumidores de agrotóxicos (COSTA et al. 2016), as culturas de soja, milho e trigo corresponderam as maiores áreas agrícolas plantadas no território nacional no ano de 2019 (IBGE, 2020).

Com base em tais aspectos mencionados, percebe-se o quão importante é realizar a caracterização da água utilizada para consumo humano a fim de verificar as características físicas, químicas e biológicas que lhe conferem qualidade, principalmente quanto à presença de contaminantes ambientais emergentes. Através da caracterização das águas de consumo contribui-se com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 03 de saúde e bem estar de produtores rurais, além do desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento das águas que se mostram contaminadas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

- Caracterizar a água de consumo humano de propriedades rurais situadas em municípios do Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Brasil) quanto a presença de contaminantes ambientais emergentes e demais variáveis físicas, químicas e microbiológicas indicadoras de qualidade da água.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar e quantificar a presença de contaminantes ambientais emergentes através de princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos;

- Realizar a caracterização e quantificação de variáveis físicas, químicas e microbiológicas indicadoras de qualidade da água e comparar os resultados obtidos com a legislação vigente em nível nacional, para águas de consumo humano, a Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, e com a legislação internacional estabelecida pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017);
- Realizar análise macroscópica ambiental no entorno dos locais de estudo;
- Promover a integração entre meio científico/acadêmico e a sociedade, retornando as propriedades rurais para apresentar os resultados obtidos e sugerir formas de melhorias para a qualidade de água de consumo humano.

1.3 HIPÓTESES

Para a presente pesquisa foram levantadas as seguintes hipóteses:

Hipótese 1: Os diferentes usos e ocupação do solo (produção leiteira, suinocultura e culturas de época) influenciarão nos resultados encontrados para as variáveis caracterizadas neste estudo;

Hipótese 2: A análise macroscópica ambiental no entorno dos poços rasos estudados mostrará diferentes graus de preservação (Ótimo, Bom, Razoável, Ruim ou Péssimo) nestes locais;

Hipótese 3: Os indicadores físicos e químicos de qualidade de água monitorados sob diferentes usos e ocupação do solo não estarão de acordo com os valores máximos permitidos pelas legislações vigentes;

Hipótese 4: Os indicadores microbiológicos monitorados sob diferentes usos e ocupação do solo não estarão de acordo com os valores máximos permitidos pelas legislações vigentes;

Hipótese 5: As amostras de água oriundas dos diferentes usos e ocupação do solo apresentarão concentrações de contaminantes ambientais emergentes (fármacos e agrotóxicos) na água dos poços rasos de consumo humano acima dos valores estabelecidos pelas legislações vigentes.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DISPONIBILIDADE E DISTRIBUIÇÃO HÍDRICA NO PLANETA

A ocupação da água no globo terrestre pode ser verificada em cerca de 75 % da sua superfície (LIBÂNIO, 2010), havendo disponível no planeta $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$ de água distribuídos em diferentes maneiras, sendo elas: a água do mar (97,0 %), geleiras (2,2 %), água doce (0,8 %). Quanto à água doce, da sua totalidade 97% correspondem as águas subterrâneas e 3% as águas superficiais (VON SPERLING, 2014).

A água que se mostra disponível no planeta é utilizada para diferentes finalidades antrópicas, em que se mencionam o seu uso nos processos produtivos industriais, produção de alimentos, geração de energia, lazer, transporte, consumo e manutenção dos ecossistemas. Entretanto, nem todos os recursos hídricos são passíveis de uso em virtude de a maior quantidade de água disponível no globo terrestre ser salgada e o ser humano demandar de água doce para seu consumo (LIMA, 2001).

Em se tratando do Brasil, este consiste no país que apresenta maior abundância de água em seu território, entretanto, a sua qualidade mostra-se ameaçada e, além disso, há um aumento em sua demanda (MELLO et al., 2020). Deste modo, a parcela de água doce existente necessita ser mantida preservada em termos de qualidade e quantidade, sendo garantida a todos que necessitam de seu uso (HELLER; PÁDUA, 2010).

Devido ao aumento de seu consumo, a água tem apresentado problemas de escassez em diferentes regiões do planeta, o que segundo Tundisi (2011) está relacionado com demanda de tal recurso, sendo que a mesma é utilizada para contemplar as necessidades do homem e suas atividades econômicas. Deste modo, o aumento da população associado à urbanização e demanda de água em usos múltiplos levam ao comprometimento da qualidade bem como da quantidade de água disponível.

Os problemas de escassez hídrica também se relacionam com a gestão das águas, deste modo, a ausência do correto gerenciamento dos recursos hídricos pode implicar na sua disponibilidade dentro das bacias hidrográficas (FAO, 2015 *apud* SILVA, 2019). Para tanto, a Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos menciona em seu Art. 1º como um de seus fundamentos que “I - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas” (BRASIL, 1997).

2.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA E A INFLUÊNCIA SOB A QUALIDADE DAS ÁGUAS

As bacias hidrográficas são delimitadas por divisores topográficos (divisores de águas) formando uma unidade fisiográfica. A água precipitada na forma de chuva sobre a área de drenagem da bacia escoada das maiores cotas topográficas em direção as menores, neste processo ocorre à formação de tributários (córregos, riachos, entre outros) que compõem o rio principal, o qual recebe o volume de água total e direciona ao exutório, lugar este que concentra toda a água escoada na bacia hidrográfica (HELLER;PÁDUA, 2010).

O Brasil conta com a presença de doze Regiões hidrográficas, estas que por sua vez são constituídas por bacias e sub-bacias hidrográficas divididas conforme as regiões verificadas dentro dos limites nacionais. Listam-se as seguintes Regiões Hidrográficas Brasileiras: Amazônica, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Atlântico NE Ocidental, Atlântico NE Oriental, Atlântico Sul, Paraguai, Paraná, Parnaíba, São Francisco, Tocantins-Araguaia e Uruguai (ANA, 2020).

Em algumas regiões do país há a ocorrência de bacias hidrográficas transfronteiriças, sendo consideradas aquelas cujo sua área de drenagem encontra-se presente em dois Estados ou mais. Nestes locais, percebem-se todas as influências políticas, culturais, geográficas e econômicas que são exercidas sobre a bacia, para tanto, há a necessidade de estas localidades possuírem gestão de políticas públicas adequadas, proporcionando saneamento e saúde para a população e preservando os recursos naturais (SILVA; ASSUMPCÃO; KLIGERMAN, 2020).

De acordo com Kalscheur et al. (2012), as águas podem apresentar oscilação de sua qualidade ao longo do tempo, e tal oscilação de qualidade pode estar associada a forma de cobertura que o solo de uma determinada região apresenta. Menezes et al. (2014) complementam que o uso do solo na zona rural pode influenciar na qualidade das águas subterrâneas, visto que, são introduzidos elementos químicos e biológicos. Assim, a introdução de elementos pode provocar a contaminação ou a poluição dos recursos hídricos.

2.2.1 Poluição e contaminação dos recursos hídricos

A água é um recurso essencial para satisfazer as necessidades de uma população, como a alimentação e os hábitos higiênicos, além de ser indispensável para garantir a vida no planeta. Devido a sua importância, uma grande problemática é a poluição das fontes de água, pois no mundo há diversos ecossistemas que se encontram em estresse devido à escassez da água ou pelo fato das águas se encontrarem poluídas (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004).

A poluição e contaminação no planeta estão em constante ocorrência, sendo ocasionadas pelas atividades antrópicas ou por processos naturais. Com relação à alteração da qualidade da água, podemos verificar que existem problemas que não são derivados de ações humanas, como é o caso de processos geológicos e geoquímicos que podem levar ao aumento da presença de metais (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004; BITTENCOURT; PAULA, 2014).

O termo poluição remete-se a presença de substâncias em concentrações superiores as encontradas no meio natural, provocando danos aos organismos, ecossistemas e saúde humana. A contaminação por sua vez ocorre quando são introduzidos agentes indesejados a um meio que não apresentava-se contaminado, promovendo o desvio de sua composição natural, deste modo, um contaminante pode se tornar um poluente quando passar a provocar efeitos negativos no ambiente em que se faz presente (CETESB, [2---]).

2.3 FERTILIZANTES E EXCRETAS DE ANIMAIS NA ZONA RURAL

Qaswar et al. (2020) comentam que para uma boa produtividade das culturas e sustentabilidade, é necessário que haja um bom manejo dos fertilizantes orgânicos e inorgânicos. Segundo os autores, a combinação de excretas de animais aliada aos fertilizantes inorgânicos em um longo período de tempo tem a capacidade de promover uma maior sustentabilidade e produção de cultivares, além de uma maior taxa de sequestro de carbono orgânico.

As excretas de origem humana e animal possuem microrganismos patogênicos que são inativados após um período de tempo decorrente de características sazonais como a temperatura, nutrientes, pH, umidade, dentre outros aspectos. Contudo, a proporção de sua inativação é lenta, para tanto as excretas necessitam ser armazenadas e tratadas de forma apropriada e que garanta a eliminação dos patógenos (SIDHU et al., 2001; SEMENOV et al., 2007).

Conforme a Embrapa (2019), a produtividade suinícola e leiteira demonstrou uma grande expansão na região sul do Brasil nos últimos tempos, apresentando 21,4 % da pecuária leiteira e 51,1 % da produção de suínos em nível nacional. Devido à produção mencionada, consequentemente ocorre à geração de efluentes, principalmente líquidos, os quais são dispostos e tratados de modo geral através de lagoas anaeróbicas, já que tais dejetos são ricos em nutrientes como o nitrogênio, fósforo e potássio.

Posteriormente ao seu tratamento, os dejetos são aplicados em lavouras como forma de fertilizar o solo (biofertilizantes), contribuindo de modo positivo com o desenvolvimento de diversas culturas (EMBRAPA, 2019). Entretanto, quando manejados e aplicados de maneira inapropriada podem acarretar em prejuízos ambientais, como é o caso da contaminação da água, solo e do ar (CERETTA et al., 2010). A contaminação da água pode ocorrer via escoamento superficial ou lixiviação devido à presença de organismos patogênicos, nutrientes, antibióticos e hormônios (EMBRAPA, 2019).

2.4 ESGOTO DOMÉSTICO

Além contaminação das águas por dejetos animais e fertilizantes, os recursos hídricos também podem apresentar componentes oriundos dos esgoto doméstico. Nas zonas rurais a forma mais comumente encontrada para o tratamento dos efluentes domésticos trata-se das fossas rudimentares ou poço negro como também são chamados. Contudo, tal sistema pode contaminar as águas dos poços destinados ao consumo das propriedades. Deste modo, os moradores da zona rural devem sempre permanecer atentos à qualidade de suas águas, visto que a mesma pode apresentar contaminação por fezes humanas e de animais (SILVA, 2014).

Calgaro e Barbudo Filho (2020) comentam que quando os efluentes gerados não passam pelo devido tratamento podem acarretar em problemas ao meio ambiente e a saúde humana. Os autores complementam que o meio mais utilizado para tratar os efluentes domésticos das propriedades rurais é através de fossas negras, as quais se tratam de uma escavação realizada no solo que dependendo da profundidade escavada pode chegar próxima ao lençol freático e levar a contaminação deste.

Esse sistema pode provocar contaminação devido ao fato de que o mesmo não apresenta impermeabilização do solo ou ainda possui impermeabilização parcial. Os efluentes domésticos chegam até a fossa negra com o auxílio da veiculação hídrica. Após os efluentes chegarem à fossa, esta realiza o papel de um tanque séptico em conjunto com sumidouro (FUNASA, 2015).

Atualmente existem diferentes formas de tratamento de efluentes na zona rural que evitam a contaminação do solo e água (FIGUEIREDO et al., 2019), entretanto, o uso de fossas negras ainda tem sido verificado nestes locais, pelo fato de seu baixo custo e simplicidade de construção, bem como a ausência de conhecimento por parte da população sobre outras formas alternativas de tratamento de esgoto doméstico (FUNASA, 2015; BRASIL, 2019). Conforme o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANASAB), na zona

rural a quantidade de residências carente em termos de rede coletora de efluentes ou fossa séptica ultrapassou 6,3 milhões (BRASIL, 2021).

Dentre os sistemas existentes para o tratamento de efluentes que podem ser utilizados apresentando uma maior eficiência e segurança estão às fossas sépticas acompanhadas de sumidouro e as fossas sépticas biodigestoras (SENAR, 2019).

O tratamento dos efluentes é de extrema importância, pois os mesmos podem atingir os recursos hídricos que são utilizados para o abastecimento humano e, conseqüentemente trazendo efeitos negativos a saúde humana, visto que a água é um veículo de transmissão de várias doenças (HELLER; PÁDUA, 2010; VON SPERLING, 2014).

2.5 DOENÇAS INFECCIOSAS RELACIONADAS COM A QUALIDADE DAS ÁGUAS

Segundo Heller e Pádua (2010) a transmissão de doenças através da água ocorrem por meio de dois mecanismos, sendo eles: a ingestão de água que apresenta microrganismos patogênicos ou agentes químicos e através da carência de volume de água que acarreta em precários hábitos higiênicos.

No que se refere à qualidade das águas destinadas ao consumo humano, visando a diminuir a probabilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica, faz-se o uso de organismos indicadores para avaliar a potabilidade das águas. Para que a água atenda aos requisitos de qualidade, esta deve estar isenta de tais organismos. O Quadro 1 apresenta os principais microrganismos de veiculação hídrica e as suas respectivas doenças provocadas (LIBÂNIO, 2010).

Quadro 1 – Microrganismos e doenças provocadas via veiculação hídrica.

(continua)

Tipos de organismos	Doenças ocasionadas	Quantidade excretada por indivíduo infectado/g de fezes	Tempo de sobrevivência na água (dias)	Dose infectante
<i>Escherichia Coli</i>	Gastroenterite	10 ⁸	90	10 ² -10 ⁹
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	10 ⁶	30	10 ⁸
<i>Salmonella</i>	Salmonelose	10 ⁶	60-90	10 ⁶ -10 ⁷
<i>Cryptosporidium</i>	Cryptosporidíase	10 ²		1-130
<i>Entamoeba histolytica</i>	Disenteria amebiana	10 ⁷	25	10-100
<i>Giardia lamblia</i>	Giardíase	10 ⁵	25	1-10
<i>Adenovírus</i>	Doença respiratória	10 ⁶	-	-

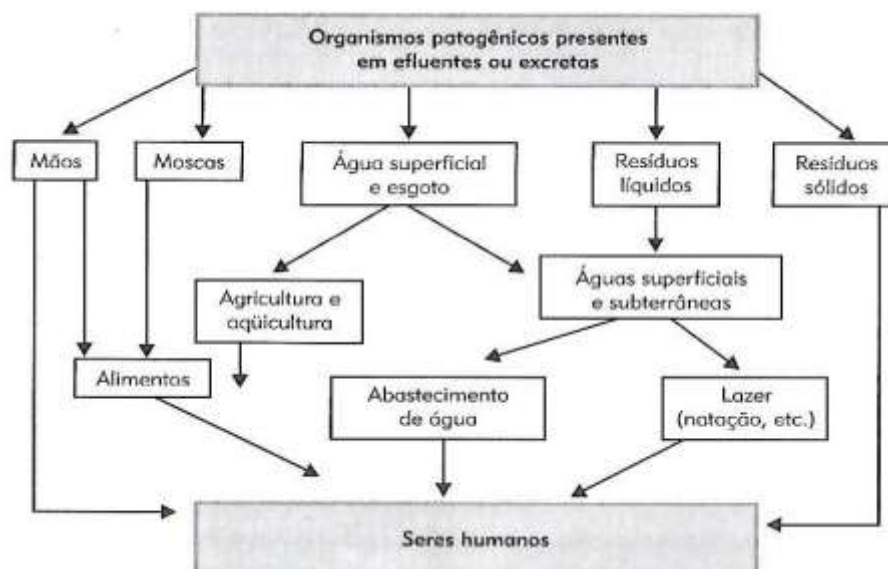
(conclusão)

<i>Enterovírus</i>	Gastroenterite, meningite, etc.	107	90	1-72
<i>Hepatite A</i>	Hepatite infecciosa	106	5-27	1-10
<i>Rotavírus</i>	Gastroenterite	106	5-27	1-10
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase	10-104	365	2-5
<i>Taenia solium</i>	Cisticercose	103	270	1
<i>Schistosoma mansoni</i>	Esquistossomose	-	-	-

Fonte: Adaptado de Libânio (2010, p. 64).

Rocha, Rosa e Cardoso (2004) comentam que a transmissão de doenças de veiculação hídrica pode ocorrer através de diferentes rotas, conforme apresentadas através da Figura 1.

Figura 1 – Rotas de transmissão de doenças de veiculação hídrica



Fonte: Rocha, Rosa e Cardoso (2004, p. 33).

As rotas de transmissão de doenças de veiculação hídrica podem ocorrer através de águas superficiais e subterrâneas (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004). Deste modo, como meio de evitar a propagação de doenças de veiculação hídrica é importante que sejam tomados os devidos cuidados com relação ao abastecimento e tratamento das águas (HELLER; PÁDUA, 2010; VON SPERLING, 2014).

2.6 ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA ZONA RURAL

Uma das grandes problemáticas verificadas no mundo diz respeito à carência de sistemas de abastecimento que atendam toda a população. Tal fator deve a questões sociais, regionais e a localização em que a povo se encontra, sendo que a maior carência de abastecimento de água é verificada na zona rural. Outro fator que também merece atenção é que nem todas as águas fornecidas ao abastecimento humano apresentam segurança de sua qualidade (HELLER; PÁDUA, 2010).

Nas zonas rurais as águas de poços subterrâneos são utilizadas como fontes alternativas de abastecimento tendo em vista que muitas localidades ainda não possuem abastecimento público fornecido pelas prefeituras ou por companhias responsáveis pelo saneamento (SILVA, 2019). No Brasil, assim como nos demais países que se mostram em desenvolvimento, existem muitos passos que ainda precisam ser dados para solucionar o problema quanto ao fornecimento de água segura a sua população e sem causar danos ao meio ambiente (HELLER; PÁDUA, 2010).

As áreas rurais apresentam diferentes atividades econômicas, havendo de modo geral uma maior proporção de atividades agrícolas e agropastoris, em que através delas ocorre a geração de matéria orgânica e, em virtude disso, os recursos hídricos podem apresentar risco de contaminação através de dejetos provenientes de tais atividades, por exemplo. Para tanto, é importante que sejam sempre tomadas medidas apropriadas quanto ao manejo das atividades para que as águas subterrâneas não sejam contaminadas (SILVA, 2019).

Quanto ao armazenamento de água em reservatórios (caixas d'água) posterior a sua captação, estes devem se mostrar tampados e passar por processo de limpeza de modo periódico, evitando assim possíveis contaminações da água de consumo (HELLER; PÁDUA, 2010). As recomendações técnicas quanto à limpeza das caixas d'água é que as mesmas sejam realizadas a cada seis meses ou no mínimo uma vez por ano (HELLER; PÁDUA, 2010; RIO GRANDE DO SUL, 2011).

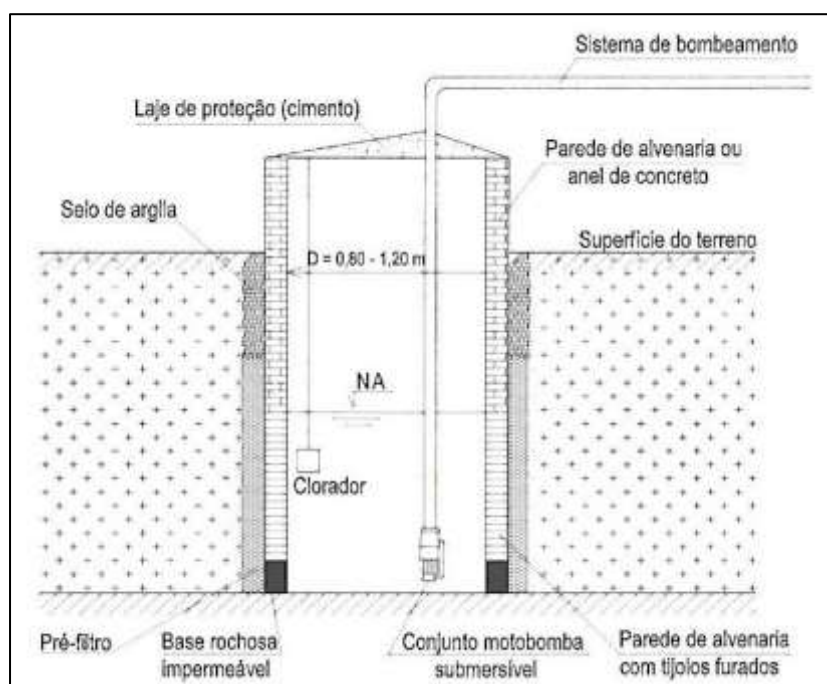
2.6.1 Poços rasos

No decorrer da história, posterior ao uso de águas superficiais, o homem passou a fazer uso das águas presentes nos lençóis freáticos rasos. Como meio de captar a água ele passou a escavar o solo de modo rudimentar em que com o passar do tempo tal método passou por um aprimoramento, sendo revestidos por pedras ou outro material (HELLER; PÁDUA, 2010).

Atualmente os poços rasos são escavados através de métodos manuais ou com o auxílio de máquinas e equipamentos até atingir a profundidade do lençol freático. Estes costumam apresentar-se revestidos e cobertos, entretanto, pelo fato de se mostrarem rasos são mais susceptíveis a contaminações e ainda podem baixar seu nível de água vindo a secar nos períodos de estiagem (WALLER, 2016).

Estes tipos de poços apresentam diâmetros elevados (cerca de um metro), e contam com revestimento através de concreto ou tijolos (ABAS, 2021). Vasconcelos (2014) comenta que os poços escavados são de grande importância para o abastecimento de água principalmente nas zonas rurais, sendo usado como fonte única de abastecimento de água, ou ainda como um meio complementar. Heller e Pádua (2010) salientam que esses poços são ideais para domicílios unifamiliares e ou pequenas comunidades. A Figura 2 apresenta os aspectos construtivos dos poços rasos de acordo com os autores.

Figura 2 – Aspectos construtivos de poços rasos



Fonte: Heller e Pádua (2010, p. 284).

Por se tratarem de poços superficiais, estes se mostram mais susceptíveis a poluição e contaminação devido a presença nas proximidades de foças negras, carência de proteção ao seu entorno, dentre outros, (CAPP et al., 2012). Deste modo, o tratamento de tais águas favorece a saúde humana e contribui com a qualidade de vida de seus consumidores.

2.7 DESINFECÇÕES DA ÁGUA A DOMICÍLIO

Atualmente, existem muitas tecnologias para realizar a remoção de microrganismos, sólidos e outros compostos presentes nas águas. A filtração, por exemplo, é capaz de remover a cor, turbidez e 99 % de vírus e bactérias presentes nos recursos hídricos, este método prevaleceu por longos anos sendo a tecnologia recomendada para o tratamento de águas. A partir de 1902, o produto químico hipoclorito de sódio (cloro) passou a ser incorporado no tratamento de água como um agente desinfetante de recursos hídricos destinados ao consumo humano, sendo utilizado até hoje (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004).

Como método de desinfecção da água que não apresenta segurança quanto a sua potabilidade, principalmente em se tratando daquelas que são provenientes de fontes individuais e/ou alternativas de abastecimento, recomenda-se que estas passem por um processo de desinfecção através do uso de hipoclorito de sódio (cloro), iodo ou ferver a água (HELLER; PÁDUA, 2010).

A etapa da desinfecção no tratamento de água tem por objetivo principal a inativação daqueles microrganismos que apresentam patogenicidade. Mesmo que outras etapas antecessoras da cloração removam parte de tais microrganismos, a desinfecção torna-se obrigatória, pois somente ela consegue inativar e prevenir o crescimento de agentes microbiológicos que se fazem presentes nas águas distribuídas para o consumo humano (FUNASA, 2014).

Com a desinfecção através do uso do cloro, sugere-se que sejam pingadas três gotas de água sanitária para cada litro de água que se deseja desinfetar. Quanto ao iodo, podem ser inseridas 20 gotas da tintura do iodo em um recipiente (bombona) de capacidade de 20 litros e após esta pode ser completada com água para ser desinfetada. Quanto à fervura, esta é recomendada que seja realizada 15 minutos antes de ser utilizada para consumo (HELLER; PÁDUA, 2010).

De acordo com a nota técnica publicada em 11 de julho de 2018 pela Secretaria Estadual da Saúde do Rio Grande do Sul sobre “Procedimento quanto à limpeza e desinfecção de reservatório de água potável (caixas d’água)” durante o procedimento de limpeza é importante que o indivíduo use luvas e botas de proteção individual, feche a entrada de água, esfregue as paredes e fundo do local, retire a água suja e posteriormente enxague o reservatório. Após este procedimento é recomendado que se encha a caixa d’água e se acrescente 1 L de água sanitária (2,0 a 2,5 %) a cada 1.000 L de água reservados, aguardar por duas horas e por fim deixar a água escoar através das torneiras e sanitário, ressalta-se que tal

água não pode ser destinada ao consumo humano, somente para a desinfecção da caixa de água, tubulação e torneiras (RIO GRANDE DO SUL, 2018).

2.8 SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL

O Sistema de Aquífero Serra Geral (Figura 3) é constituído por rochas que possuem uma alta impermeabilidade, cujo a sua origem ocorreu devido aos derrames basálticos da Formação Serra Geral e intrusões diabásicas. Devido as suas características, a presença de águas subterrâneas se faz presente no decorrer das falhas e fraturas em meio às rochas, ou ainda onde ocorre presença de rochas permeáveis intercaladas (CETESB, 2022).

Figura 3 – Sistemas aquíferos presentes no Brasil. Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina pertencentes ao aquífero Serra Geral



Fonte: Boscardin e Borghetti et al. (2004), apud ABAS (2020).

Este sistema de aquífero trata-se de um considerável reservatório hídrico situado na América do Sul, o qual encontra o Oceano Atlântico no Rio Grande do Sul (ARAÚJO; FRANÇA; POTTER, 1999). Ele consiste em um dos maiores aquíferos presentes no Estado do Rio Grande do Sul (MANCUSO; SANTOS, 2020).

As águas provenientes do Sistema Aquífero Serra Geral são muito utilizadas para o abastecimento da população urbana e rural (DIAS, 2013). No Rio Grande do Sul, este aquífero é uma fonte de água representativa para o fornecimento de água em cerca de 46% dos municípios (MANCUSO; SANTOS, 2020). Além de abastecer o Norte e Noroeste do Rio Grande do Sul, o Aquífero Serra Geral também tem suas águas utilizadas pela região Oeste Catarinense (SCHEIBE; HIRATA, 2008).

2.9 LEGISLAÇÕES DE REFERÊNCIA PARA A QUALIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO

O Brasil possui sua normativa específica para potabilidade da água semelhante aos padrões estabelecidos pela OMS (Traduzido do inglês *World Health Organization - WHO*) 4ª edição, Diretrizes para a Qualidade da Água de Consumo, 2017 (Traduzido do inglês *Guidelines for Drinking Water Quality*) (OMS, 2017). Deste modo, no Brasil as variáveis de qualidade da água para consumo humanos se encontram estabelecidas junto a Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021 (BRASIL, 2021).

As Diretrizes para a Qualidade da Água de Consumo (OMS, 2017), tratam-se da posição da OMS acerca da qualidade da água em termos de potabilidade e a relação com a saúde da população. Através dela, podem ser verificados os limites máximos permitidos (VMP) para as variáveis de qualidade da água.

A Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021 “altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. Nela, podem ser verificadas todas as variáveis físicas, químicas e microbiológicas, bem como os seus respectivos padrões que devem ser obedecidos a fim de evitar qualquer tipo de risco à saúde humana, estando incluso a presença de agrotóxicos (BRASIL, 2021).

2.10 CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES

Os contaminantes ambientais emergentes se tratam de um grupo de substâncias que tem se mostrado presente nos diferentes compartimentos ambientais de modo recente, podendo ser de origem antrópica ou natural (VARSHA; KUMAR; RATHI, 2022). Tais substâncias podem vir a representar riscos aos ecossistemas em que se mostram inseridos, por este motivo faz-se necessário o seu monitoramento, visto que são compostos que atualmente não se encontram presentes em legislações (BIRCH et al., 2015; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABAB, 2017).

Os chamados contaminantes emergentes levam este nome em virtude do seu potencial em provocar riscos até então não definidos, podendo resultar em grandes danos (KHAN; ŞENGÜL; DAN; 2018;), sendo uma preocupação em nível mundial (TRAN et al., 2019). Deste modo, tais compostos trazem consigo adversidades aos recursos naturais como solo, ar, água além dos ecossistemas e saúde da população (GAVRILLESU, 2015).

2.10.1 Agrotóxicos

Defensivos agrícolas, praguicidas ou pesticidas como também são chamados, os agrotóxicos se mostram divididos entre compostos orgânicos e inorgânicos (DERISIO, 2017) e são classificados em inseticidas, fungicidas, acaricidas e herbicidas. Os agrotóxicos podem se apresentar como organoclorados, organofosforados, organonitrogenados e carbamatos (LIBÂNIO, 2010).

Os agrotóxicos tratam-se de agentes de processos físicos, químicos ou biológicos utilizados em diferentes setores como, por exemplo: produção, armazenamento e beneficiamento de cultivares agrícolas; florestas; pastagens; ambientes urbanos, industriais e hídricos. Seu intuito de uso é promover a alteração da composição da fauna e flora, possibilitando a preservação da ação de seres nocivos (BRASIL, 1989), pois além de uso agrícola, verifica-se seu uso como método de eliminação de pragas, como insetos, que possam causar algum dano à saúde da população (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004).

O crescimento populacional levou a uma maior demanda de produção de alimentos. O setor agropecuário para atender as demandas mundiais, passou a fazer uso de agrotóxicos como meio de garantir a produtividade das lavouras e conseqüentemente levar alimento para a mesa da população. De acordo com Derisio (2017), os agrotóxicos mais utilizados são os classificados como orgânicos sintéticos estando inclusos os organofosforados e organoclorados.

Atualmente estudos tem apontado o aparecimento de agrotóxicos em amostras de água, provocando deste modo a sua contaminação, a qual decorre dos processos de escoamento superficial e lixiviação. A alteração da qualidade dos recursos hídricos pode ser verificada tanto em águas superficiais quanto subterrâneas (MENEZES et al., 2021).

Steffen et al. (2011) comentam que o “solo e a água são recursos naturais indispensáveis à sobrevivência da vida no planeta Terra, sendo a produção de alimentos dependente destes bens”. Para tanto, como meio de garantir a produção do setor agrícola, surgiu à necessidade da aplicação de substâncias sintéticas ao ambiente, destacando-se o uso dos agrotóxicos, entretanto, quando não manejados de forma correta podem provocar riscos ao meio ambiente.

A partir do momento que os agrotóxicos são sintetizados pelos seres humanos, estes se tornam xenobióticos, em virtude de que se tratam de substâncias estranhas no ambiente. Assim, sempre que necessária a aplicação de agrotóxicos, deve-se procurar orientação técnica e atentar-se a dosagem, condições climáticas, época e forma de aplicação (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004).

Dada a importância de haver instrumentos legais acerca de substâncias perigosas, como é o caso dos agrotóxicos, foram criadas leis, decretos e normativas a fim de garantir o armazenamento e aplicação apropriado de tais compostos tóxicos, podendo ser mencionado:

- Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989 – “Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências”;
- Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 – “Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências” (BRASIL, 1998);
- Decreto nº 1.086, de dezembro de 2018 – “Altera a Norma Regulamentadora n.º 31 (NR-31) - Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura” (BRASIL, 2018); e
- ABNT, NBR nº 9.843, agrotóxicos e afins – armazenamento: esta normativa apresenta as formas de armazenamento dos agrotóxicos em diferentes locais, estando dividida em três partes, sendo elas: Parte 1 (armazenamento em armazéns industriais, armazéns

gerais e centros de distribuição), Parte 2 (armazenamento em distribuidoras e cooperativas) e Parte 3 (armazenamento em propriedades rurais) (ABNT, 2019).

2.10.2 Fármacos

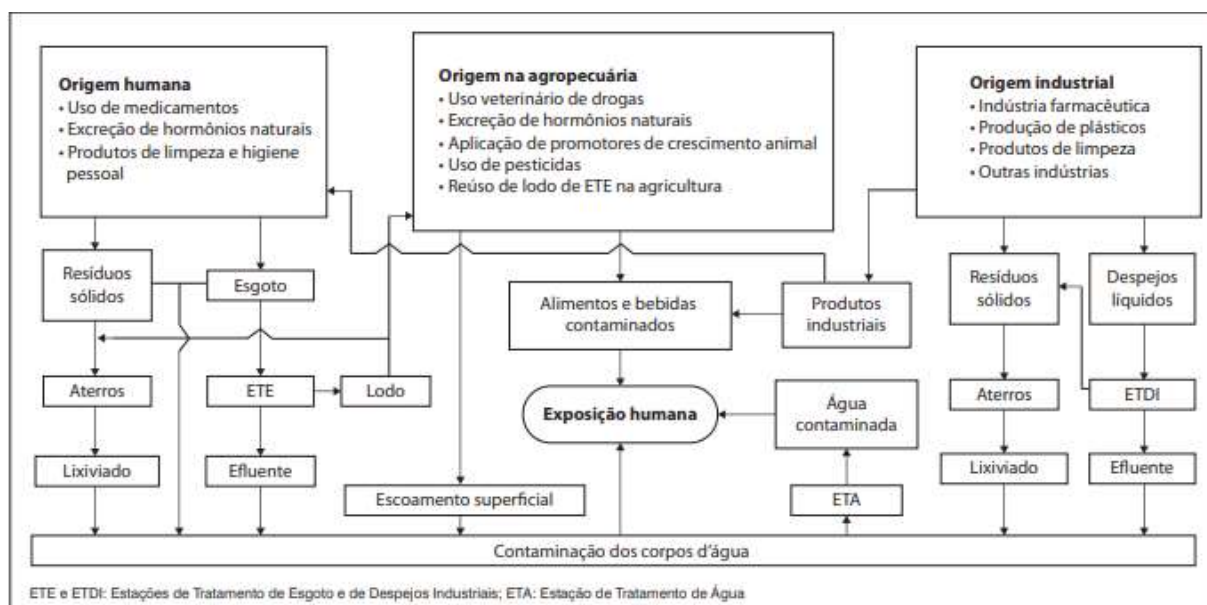
Nos dias atuais comumente faz-se o uso de fármacos humanos tanto quanto veterinários, sendo este último utilizado nas mais diferentes espécies de animais, como é o caso de bovinos, aves, suínos e peixes. Devido ao seu intenso uso, passou a se ter uma maior preocupação com os resíduos destes medicamentos que se mostraram presentes em amostras de águas sujeitadas a análises laboratoriais em diversos países, como é o caso dos Estados Unidos (em águas superficiais), Alemanha (águas do subsolo) além de países como o Brasil, Canadá, Holanda, dentre outros (BILA; DEZOTTI, 2003).

Os mesmos tiveram um grande progresso nos últimos anos com o surgimento de novos produtos químicos utilizados para o tratamento de doenças ocorridas em animais e humanos (MIZUKAWA, 2016). Entretanto, apenas uma porcentagem dos produtos farmacêuticos administrados é absorvido pelo organismo dos animais, o restante é eliminado através das excretas destes e posteriormente lançado em lavouras para fertilização do solo (BILA; DEZOTTI, 2003). A concentração excretada varia de acordo com a substância, tipo de animal, forma de aplicação (KEMPER, 2008), ou seja, a sua absorção junto ao organismo é incompleta (BAO, 2009).

Os fármacos tornaram-se alvo de preocupação emergente quando passaram a ser detectados no meio ambiente, de modo especial nos recursos hídricos. Tal fator despertou o crescimento da química ambiental nos últimos anos (JONES; VOLVOULIS; LESTER, 2001), sendo alvo de pesquisadores principalmente devido a sua larga produção e uso periódico por homens e animais (DAUGHTON, 2002).

Os fármacos compõem o grupo dos contaminantes ambientais emergentes, a sua presença no ambiente se deve pelo fato de que estes são eliminados pelas excretas ou ainda, através da sua destinação final de modo inadequado (AMÉRICO et al., 2012; SEHONOVA et al., 2019). Devido a sua presença no ambiente, estes podem comprometer a qualidade das águas tanto superficiais quanto subterrâneas que são destinadas ao consumo humano (JONES; LESTER; VOULVOULIS, 2005), e suas rotas no ambiente se apresentam de diferentes formas levando a exposição humana (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013) conforme pode ser observado através da Figura 4.

Figura 4 – Principais rotas de fármacos no meio ambiente e exposição humana



Fonte: Aquino, Brandt e Chernicharo (2013, p.190).

Levando em consideração que a agropecuária é uma das atividades mais representativas da região Sul do Brasil, Vicari (2013) comenta que é de grande importância que a produtividade do setor seja mantida, para que isso ocorra, é necessário que os produtores façam uso de medicamentos veterinários como método de manter a saúde animal.

Os medicamentos veterinários administrados para promover a saúde animal são compostos por antiinflamatórios não esteróides, antiprotozoários, antimicrobianos, antifúngicos, anestésicos, endectocidas, tranquilizantes, coccidiostáticos e hormônios (SARMAH; MEYER; BOXALL, 2006).

2.11 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Para caracterizar a qualidade das águas realiza-se a determinação laboratorial de variáveis físicas, químicas e microbiológicas da água. Posterior à determinação, suas concentrações encontradas podem ser comparadas com legislações específicas de acordo com a sua finalidade de uso (VON SPERLING, 2014).

Os valores de referência (padrões) verificados nas legislações podem ser alterados no decorrer do tempo, em que estes buscam cada vez mais atender exigências de saúde pública. Assim o monitoramento da água através de sua caracterização proporciona o levantamento de informações sobre a qualidade das águas no passar do tempo (DERISIO, 2017).

2.11.1 Variáveis físicas da água

Os recursos hídricos utilizados para o abastecimento humano podem sofrer rejeição quando não atendido o padrão organoléptico. Há muitos casos em que águas seguras para consumo são esteticamente inaceitáveis por seus consumidores, enquanto fontes impróprias são utilizadas para consumo, pois seus consumidores as aceitam esteticamente (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.11.1.1 Turbidez

A turbidez se refere à transparência da água, sua presença em amostras de água ocorre devido aos sólidos em suspensão, como por exemplo, matéria orgânica e inorgânica, fitoplâncton, além de outros microrganismos. Esta variável de qualidade da água sofre variações sazonais, as quais estão associadas com a pluviosidade (HELLER; PÁDUA, 2010).

A turbidez é uma das variáveis para a escolha de qual tecnologia será adotada no tratamento das águas brutas, além de auxiliar no controle operacional das estações de tratamento de água. Sua unidade de medida é expressa em Unidades de Turbidez (uT). As águas que possuem valores inferiores a 20 uT, normalmente podem ser tratadas utilizando a filtração lenta, não sendo necessário o uso de coagulação química. Entretanto, quando a turbidez apresenta-se acima de 50 uT, se faz necessário a coagulação química ou uso de um filtro grosseiro seguido do processo de filtração (VON SPERLING, 2014).

Valores de turbidez de até 8 uT dificilmente são percebidos a “olho nu” por seus consumidores, porém quando as águas possuem turbidez superior a 5 uT, existe grande possibilidade de haver a presença de microrganismos na mesma, o que vem a afetar o processo de desinfecção destas águas. Deste modo, o ideal é que a turbidez se mostre sempre o mais baixo possível, pois quando presente em elevados valores a mesma protege os microrganismos da ação da desinfecção e ainda promove o crescimento bacteriano (HELLER; PÁDUA, 2014).

2.11.1.2 Cor aparente

A coloração das águas está relacionada com a presença dos sólidos dissolvidos, estes que são compostos por materiais coloidais orgânicos e inorgânicos, reduzindo a passagem de

luz através da água. O material coloidal natural orgânico é constituído em grande parte pelos vegetais em decomposição (ácidos húmicos e fúlvicos). Os colóides orgânicos também podem possuir origem antropogênica, provindos de efluentes domésticos ou industriais os quais apresentam lignina, celulose, tanino, anilina, dentre outros (VON SPERLING, 2014; CETESB, 2019).

Os compostos inorgânicos presentes nas amostras de águas são oriundos dos óxidos de ferro e manganês, os quais se fazem presentes no solo. Além disso, ainda pode ocorrer a presença de outros metais provindos do setor industrial. A cor possui grande importância estética, pois a mesma pode influenciar na sua confiabilidade e causar efeito de repulsão por seus consumidores (CETESB, 2019).

Quando a coloração das águas sofre muitas alterações, sua origem deve passar por um processo de investigação, no intuito de detectar o motivo de sua alteração constante. De modo geral, a população consumidora de água aceita valores de cor inferiores a 15 uH (Unidades Hazen). Outro fator que pode levar a variação da cor em águas é o pH, assim, quanto menor for o pH, mais fácil se dá a remoção da cor das águas. O processo de remoção da cor pode ser realizado através de métodos de centrifugação ou filtração. Ressalta-se ainda que a cor aparente é aquela observada sem a retirada das partículas que se encontram suspensas nas amostras de água (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.11.1.3 Sólidos Totais

A presença de sólidos na água está associada às impurezas presentes nas amostras, exceto os gases dissolvidos (HELLER; PÁDUA, 2010). Assim, os sólidos se tratam da matéria que permanecerá como resíduo posterior ao processo de secagem, evaporação ou calcinação de uma determinada amostra a uma temperatura e tempo estabelecidos (CETESB, 2019).

É através dos processos de secagem, calcinação e filtração que são realizadas as frações de sólidos nas amostras de água, como por exemplo, sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos ou voláteis. A determinação dos sólidos na água ocorre através da gravimetria (CETESB, 2019) e sua unidade de medida é em mg/L.

2.12.2 Variáveis químicas da água

As propriedades químicas da água possuem grande relevância sanitária, pois quando presentes em determinadas concentrações tornam o uso das águas impróprio, além de que são capazes de impossibilitar a aplicação de certas tecnologias de tratamento de água. Os componentes químicos presentes nos recursos hídricos utilizados para consumo humano podem provocar problemas de saúde a seus usuários após um longo período de consumo (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.12.2.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica de amostras de água está relacionada com a presença de sais dissolvidos na mesma (HELLER; PÁDUA, 2010). Esta variável indica a capacidade que a água possui em conduzir corrente elétrica ocasionada pela presença de íons. A condutividade elétrica sofre variação de acordo com a concentração total das substâncias que foram ionizadas na amostra de água, sua temperatura, mobilidade, valência e concentração relativa e real dos íons (PINTO, 2007; CETESB, 2019).

Valores elevados de condutividade elétrica podem conferir a água poder de corrosão, uma vez que esta variável sofre aumento quando são inseridos sólidos dissolvidos. Em princípio, valores de condutividade elétrica acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados, visto que as concentrações iônicas e a temperatura apontam os valores de sais presentes na coluna de água, indicando de modo indireto a concentração de poluentes (CETESB, 2019).

2.12.2.2 Potencial hidrogeniônico – pH

A variável potencial hidrogeniônico (pH) constitui-se na concentração de íons hidrogênio (H^+), apontando um estado de acidez, neutralidade ou alcalinidade para as águas. Sua condição/estado a uma temperatura de 25 °C pode variar entre uma faixa de 0 (ácido) a 14 (alcalino), tais valores podem originar-se no próprio meio natural, através da dissolução das rochas, fotossíntese, oxidação da matéria orgânica ou ainda pela absorção de gases da atmosfera. Além disso, seus valores também podem possuir origem antropogênica, sendo que isso deve a presença de efluentes oriundos do setor industrial e doméstico (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2014).

O pH é considerado como uma das variáveis de maior importância e frequência de uso, o mesmo é medido de modo geral em todas as etapas do tratamento de água e efluentes

(APHA, 2012). Valores extremos de pH podem ocasionar problemas nas tubulações de água, o pH ácido pode levar a corrosividade do sistema de tubulações, entretanto, o pH alcalino propicia a incrustações. Deste modo, a faixa ideal para o pH é entre 6,0 a 9,5, não causando danos as canalizações que conduzem a água até as residências, bem como não afetando a saúde humana (BRASIL, 2006b).

2.12.2.3 Temperatura

A variável temperatura é obtida através do ato de medir a intensidade de calor de uma amostra, sendo que a intensidade de calor pode ser de origem natural (condução, convecção ou radiação) ou ainda antropogênica (resfriamento e despejos industriais). O aumento da temperatura faz com que ocorra um acréscimo das taxas de reações físico-químicas e microbiológicas (VON SPERLING, 2014).

A temperatura é alterada de acordo com o regime climático, se alterando entre os períodos sazonais além das variações diurnas e estratificações de modo vertical. Águas encontradas mais próximas à superfície possuem seus valores de temperatura em função das estações do ano, latitude, longitude, período do dia, profundidade e ainda taxa de fluxo (CETESB, 2019).

Em se tratando das águas destinadas ao consumo humano, as águas que possuem temperaturas frias, são normalmente mais aceitas para o consumo da população, visto que, águas que possuem temperaturas mais elevadas podem vir a apresentar problemas relacionados ao seu sabor, odor, cor e ainda levar a corrosão e crescimento de microrganismos, podendo deste modo sofrer rejeição de uso (BRASIL, 2006; WHO, 2017).

2.12.2.4 Fluoreto

O íon fluoreto é considerado o elemento químico de maior eletronegatividade, devido a este fato o mesmo não pode ser encontrado em sua forma primária no meio ambiente, somente combinado como fluoreto. Para que este elemento possa ser verificado na natureza, se faz necessário que haja condições ideais de solo, minerais e água. Ressalta-se que nas águas, as maiores concentrações de fluoreto se apresentam nos recursos hídricos subterrâneos, onde há a presença de depósitos geológicos ricos em minerais de fluoreto (CETESB, 2019).

Atualmente o fluoreto é utilizado mundialmente para prevenir a cárie dentária, sendo verificado mais comumente em cremes e gel dentais. Além disso, o flúor pode ser inserido

ainda no sal de cozinha e nas águas potáveis utilizadas para abastecimento humano. Para fins de consumo humano, adicionam-se quantidades de fluoreto para que a concentração nas amostras de água apresentem de 0,50 a 1,00 mg/L de F^- (WHO, 2017).

Populações abastecidas com águas que apresentam quantidades de flúor inferiores a 0,50 mg/L F^- possuem grande tendência de apresentar cárie dentária, principalmente em crianças. Para evitar problemas como estes, adiciona-se fluoreto junto às estações de tratamento de água. É importante destacar que quantidades elevadas desta variável podem ocasionar a fluorose dentária, podendo chegar até mesmo a uma fluorose endêmica cumulativa, acarretando em danos esqueléticos dos indivíduos (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.12.2.5 Alcalinidade total

A alcalinidade total representa o poder da água neutralizar ácidos, ou seja, ela tem um efeito tampão. A ocorrência de alcalinidade nas águas é ocasionada pela presença dos carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e hidróxidos (OH^-), sendo todas estas formas distribuídas de acordo com o pH da água. Sua origem pode ser natural oriunda da dissolução de rochas e da reação do CO_2 com a água ou ainda pode ser antropogênica, provinda de efluentes industriais por exemplo. Do ponto de vista sanitário, ela só se torna um problema quando em elevadas concentrações, pois pode conceder gosto amargo a água (VON SPERLING, 2010).

Esta variável está diretamente relacionada à coagulação química em estações de tratamento de água. Atualmente os coagulantes de maior uso nas estações de tratamento de água brasileiras são o cloreto férrico e sulfato de alumínio, ambos possuindo caráter ácido. Quando os teores de alcalinidade são inferiores, faz-se necessário o uso de um alcalinizante para corrigir o pH da água para que ocorra a coagulação. Entretanto, quando os teores de alcalinidade e unidades de pH são elevados, utiliza-se o cloreto férrico, isso porque ele é mais ácido que o sulfato de alumínio e possui faixa de pH mais ampla (HELLER; PÁDUA, 2010), sua unidade de medida é mg/L de $CaCO_3$.

2.12.2.6 Dureza total

A variável dureza total é obtida através do somatório dos cátions polivalentes das concentrações dos íons de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) presentes nas amostras de água, estes que são manifestados como carbonato de cálcio ($CaCO_3$). As águas podem apresentar

dureza temporária ou permanente (HELLER; PÁDUA, 2010). Sua origem pode estar associada à dissolução de minerais de cálcio e magnésio ou de esgotos industriais (VON SPERLING, 2014).

A dureza temporária ocorre devido aos carbonatos (bicarbonatos de cálcio e magnésio) os quais promovem a resistência aos sabões e ainda causam problemas de incrustação. A dureza é chamada de temporária quando os bicarbonatos são expostos ao calor e decompostos em gás carbônico, água e carbonatos insolúveis que precipitam e levam aos problemas de incrustação. Ainda, a dureza temporária pode ser verificada através da elevação do pH (BRASIL, 2006a; HELLER; PÁDUA, 2010), sua unidade de medida é mg/L de CaCO_3 .

Com relação à dureza permanente, a mesma também é conhecida pelos não carbonatos, isso porque nesta forma há a presença dos cloretos, sulfatos e nitratos de cálcio e magnésio, que assim como a dureza carbonato (dureza temporária) também possuem resistência a ação dos sabões, entretanto não provocam incrustação. Nesta forma de dureza não são verificadas incrustações, pois os sais são extremamente solúveis nas amostras de água, não ocorrendo à precipitação quando exposta a ação do calor (FUNASA, 2006).

2.12.2.7 Ferro total e manganês

O manganês (Mn) e o Ferro (Fe) são elementos que podem ser verificados de modo insolúvel como Mn^{4+} e Fe^{3+} em diferentes solos, entretanto, quando não há a presença de oxigênio dissolvido como é o caso de fundos de lagos e águas subterrâneas, os mesmos se fazem presentes como Mn^{2+} e Fe^{2+} que nada mais são que suas formas reduzidas solúveis. É importante ressaltar que a partir do momento que uma amostra de água contendo Mn^{2+} e Fe^{2+} entra em contato com o oxigênio atmosférico, os mesmos são oxidados a Mn^{4+} e Fe^{3+} podendo precipitar e provocar coloração na água, manchando roupas e vasos sanitários (VON SPERLING, 2010; APHA, 2012; WHO, 2017).

O Mn e Fe possuem condutas similares, por este motivo ambos podem ser abordados conjuntamente no que se refere à qualidade das águas (BRASIL, 2006). A presença do Mn e Fe nos recursos hídricos pode ser originada da dissolução de compostos do solo ou despejos do setor industrial. Dependendo da sua concentração podem levar além da cor, sabor e odor. Estes parâmetros são utilizados para o monitoramento das águas brutas e tratadas, sendo sua unidade mg/L (VON SPERLING, 2010).

2.12.2.8 Compostos nitrogenados

O elemento nitrogênio consiste no gás que possui maior abundância na atmosfera, sendo possível verificar a presença do mesmo nos recursos hídricos de acordo com o seu estado de oxidação (LIBÂNIO, 2010; CETESB, 2019). O nitrogênio pode ser originado naturalmente no ambiente (proteínas, compostos biológicos, células de microrganismos), ou pode ser proveniente de atividades antrópicas através de efluentes domésticos, industriais, fertilizantes além dos excrementos de animais (VON SPERLING, 2014).

Suas formas possíveis de serem verificadas são o nitrogênio orgânico dissolvido ou particulado, nitrogênio molecular, nitrogênio amoniacal, gás amônia, íon amônio, nitrito e nitrato (LIBÂNIO, 2010). Quando presente na forma de nitrato, o nitrogênio pode propiciar o desenvolvimento da doença chamada de metahemoglobina, também conhecida como a Síndrome do Bebê Azul (CETESB, 2019), em que o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea da criança (VON SPERLING, 2014).

O Nitrogênio Total *Kjeldahl* (NTK) é proveniente do somatório da amônia livre (originada da ureia) e nitrogênio orgânico (grupos amina) (CETESB, 1978; VON SPERLING, 2014). De modo geral, a presença de NTK em efluentes em maior proporção é de origem fisiológica. O NTK divide-se em dois fragmentos, sendo eles a forma solúvel a qual ocorre o predomínio da amônia, e a forma particulada que se remete a presença de sólidos em suspensão orgânicos estando presente o nitrogênio orgânico (VON SPERLING, 2014).

Ainda, segundo Von Sperling (2014), a caracterização da forma de nitrogênio que se mostra predominante no recurso hídrico possibilita a identificação do tipo de poluição da água. Assim o predomínio de nitrato na amostra de água indica uma contaminação que ocorreu há mais tempo, já quando detectado a amônia e/ou nitrogênio orgânico como forma predominante, conclui-se que a poluição ocorreu recentemente. A unidade de medida para os compostos nitrogenados é mg/L.

2.12.2.9 Fósforo total

Nos recursos hídricos, o fosfato pode ser encontrado em sua forma orgânica ou inorgânica de modo particulado ou dissolvido, em que o conjunto destas quatro formas constituirá o fósforo total (LIBÂNIO, 2010). Esta variável é essencial para o crescimento das algas, deste modo, quando apresentada em altas concentrações pode promover a eutrofização.

Além disso, também é um nutriente muito importante para o desenvolvimento dos microrganismos que realizam a estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2010).

Sua origem assim como de outros compostos pode ser natural ou antropogênica. Como origem natural, pode-se destacar a decomposição de matéria orgânica, dissolução de rochas fosfatadas e ainda o fósforo de composição celular dos microrganismos. A inserção do fósforo no ambiente através das atividades antrópicas ocorre por meio da aplicação de fertilizantes, despejos de efluentes domésticos e industriais, detergentes e excretas de animais. Sua unidade de medida é dada em mg/L de P total (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2014).

2.12.2.10 Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20})

O OD é de extrema importância para os seres vivos, inclusive todos aqueles que promovem os processos de depuração nos recursos hídricos. As bactérias no momento em que realizam a estabilização da matéria orgânica utilizam o OD em sua respiração, porém, esse processo é capaz de diminuir as concentrações de OD no ambiente aquático e ocasionar a morte de peixes, por exemplo. Se ocorrer o consumo total do OD, a água apresentará condições anaeróbias (HELLER; PÁDUA, 2010; VON SPERLING, 2014). As concentrações de OD verificadas em amostras de água são decorrentes das atividades físicas, químicas e bioquímicas que ocorrem nos recursos hídricos (APHA, 2012).

A variação de OD em amostras de água segundo Heller e Pádua (2010), se deve a fatores como temperatura, turbulência, salinidade, fotossíntese de plantas e algas, além da pressão atmosférica. De acordo com os autores, à medida que a salinidade e a temperatura aumentam, o OD decai. Outro aspecto que promove a variação de OD é a sazonalidade, em que a atividade biológica e a temperatura podem sofrer variações e afetar nas concentrações desta variável. Von Sperling (2014) destaca que o OD é uma variável utilizada para verificar os efeitos da poluição de despejos orgânicos nos corpos hídricos.

A DBO trata-se de uma variável indicadora da concentração de matéria orgânica biodegradável em uma amostra, ou seja, ela apresenta a demanda de oxigênio exercida pelos microrganismos em seu processo respiratório para a degradação da matéria orgânica, transformando a matéria orgânica em inorgânica estável. Para realizar a sua determinação, as amostras de água devem ser submetidas a uma temperatura de 20°C por um período de tempo de 5 dias (DERISIO, 1992; 2017).

Para realizar a determinação da DBO se faz necessária à determinação do OD, deste modo, no momento da coleta sempre são coletadas amostras em duplicatas, uma destinada a análise de OD no dia da coleta e a outra fica incubada por 5 dias para posterior determinação. Após a determinação das duas amostras, é realizado o cálculo de diferença de concentração, esta diferença indicará a concentração de DBO da amostra de água (APHA, 2012). Em assim sendo, a DBO é estabelecida como a fração de oxigênio que foi necessária para promover a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias através das condições aeróbias controladas (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2004). A unidade de medida para ambas as variáveis é mg/L.

2.12.3 Variáveis microbiológicas da água

As variáveis microbiológicas da água indicam a presença de microrganismos que se encontram habitando no recurso hídrico, e podem vir a transmitir doenças de veiculação hídrica aos seres humanos ou ainda, transformar a matéria orgânica nos ciclos biogeoquímicos (LIBÂNIO, 2010).

Os coliformes totais tratam-se de um grupo de bactérias que muito se tem isolado de amostras de água que apresentam ou não poluição, elas podem se fazer presentes naturalmente no ambiente ou serem provindas do trato intestinal de animais de sangue quente (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2014). Em águas utilizadas para o consumo humano, a presença de coliformes totais na água deve ser nula (zero) conforme a Portaria nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e OMS (2017).

A bactéria *Escherichia coli* trata-se de uma bactéria termotolerante pertencente ao grupo coliforme. Este tipo de bactéria se faz presente nas fezes de animais de sangue quente, por este motivo ela é utilizada como um indicador de contaminação fecal. Sua presença pode ser verificada nos recursos hídricos, esgotos e ainda em efluentes pós-tratados (VON, SPERLING, 2014).

A bactéria *Escherichia coli* possui a capacidade de fermentar a lactose em altas temperaturas, 44,5 °C em um tempo de 24 horas. Sua diferença dentre as demais bactérias caracterizadas como termotolerantes, está na sua habilidade em gerar a enzima β -glucuronidase (LIBÂNIO, 2010).

Para limitar as atividades microbiológicas dos organismos que se fazem presentes nas águas, Heller e Pádua (2010) recomendam que sejam tomadas as seguintes medidas: tratar e promover a distribuição de águas estáveis, garantir que a água apresente um residual de produto que promova a sua desinfecção durante a distribuição, e garantir um sistema de

distribuição eficiente tomando as devidas medidas para que não ocorra acúmulo de sedimentos. A unidade de medida para estas variáveis microbiológicas consiste em Número Mais Provável (NMP) em 100 mL (NMP/100 mL)..

2.13 ANÁLISE MACROSCÓPICA

A análise macroscópica é utilizada para verificar os impactos ambientais que ocorrem ao entorno de nascentes de água, bem como, suas fontes causadoras. Com base em seu resultado, podem ser propostas medidas mitigadoras como atividades de manejo e educação ambiental na área em que as fontes de água encontram-se inseridas (GOMES; MELO; VALE, 2005).

A Resolução CONAMA nº 1/1986 (BRASIL, 1986), em seu Art. 1º apresenta o conceito de impacto ambiental em que:

Considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II - as atividades sociais e econômicas;
- III - a biota;
- IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V - a qualidade dos recursos ambientais..

Segundo Leal et al. (2017), os impactos ambientais negativos dentro das bacias hidrográficas devem ser identificados, para então implementar medidas de melhoria do ambiente. Visto que, a qualidade da água pode ser alterada a partir de poluição sanitária, um solo compactado pode interferir na infiltração da água e a falta de proteção ao entorno das fontes de água pode expor as nascentes a circulação de indivíduos além do pisoteio de animais.

3 CAPÍTULO 1 - Manuscrito

Análise macroscópica ambiental de poços rasos com água de consumo humano em propriedades rurais, Brasil.

RESUMO

A água é um recurso natural essencial para a manutenção de vida e sua qualidade é influenciada pelo uso e ocupação do solo dentro de uma bacia hidrográfica, sendo que sua qualidade interfere diretamente na saúde e bem estar de uma população. O presente estudo teve por objetivo realizar a análise macroscópica ambiental em poços rasos de propriedades rurais distribuídas entre os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, contemplando a Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai. O período de avaliação dos parâmetros macroscópicos ocorreu no mês de abril/2021. Foram avaliados visualmente o poço raso e o seu entorno em propriedades rurais possuindo uso e ocupação do solo predominante através da produção leiteira, atividade de suinocultura e outras apresentando culturas de época (culturas agrícolas). Como resultados obtidos, verificou-se que os poços rasos apresentaram diferentes classificações variando da classe ótima a ruim, sendo necessário que os produtores rurais realizem medidas de proteção e cuidados no entorno daqueles poços que apresentaram classificações inferiores (razoável e ruim), visando melhorar as suas condições e aspectos que influenciam diretamente na qualidade da água de consumo humano.

PALAVRAS CHAVE: Grau de preservação; Qualidade da água; Uso e ocupação do solo.

ABSTRACT

Water is an essential natural resource for the maintenance of life and its quality is influenced by the land use and occupation within a watershed, and its quality directly interferes with the health and well-being of the population. The present study aimed to carry out a macroscopic environmental analysis in shallow wells of rural properties distributed between of the Rio Grande do Sul and Santa Catarina States, contemplating the Uruguay River Basin. The evaluation period of the macroscopic parameters took place in April/2021. The shallow well and its surroundings were visually evaluated in rural properties with predominant land use

and occupation through dairy production, swine production and others showing seasonal crops (agricultural crops). As results obtained, it was found that the shallow wells presented different classifications ranging from Reasonable to Bad Class, making it necessary for rural producers to carry out protection and care measures around those wells that presented lower classifications (reasonable and bad), in order to improve the conditions and aspects that directly influence the quality of water for human consumption.

KEYWORDS: Degree of preservation; Water quality; Land use and occupation.

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento de extrema importância que garante a existência de vida no planeta (NETA, 2013; ÇAVUŞ; ŞEN, 2023), seu consumo é verificado desde as civilizações antigas, em que estas faziam uso das águas superficiais e passaram a povoar os arredores de rios e lagoas, se tornando um fator determinante no estilo de vida das sociedades. Entretanto, com o decorrer das décadas, passou-se a fazer uso das águas subterrâneas, o que permitiu que as populações não dependessem exclusivamente de recursos hídricos superficiais, fator este que melhorou ainda mais seu estilo de vida e promoveu seu bem estar, inclusive em épocas mais secas (PRISCOLI, 2000; YU et al., 2018; VOUDOURIS et al., 2019).

Atualmente, os recursos hídricos possuem usos múltiplos, em se tratando da Região Hidrográfica do Rio Uruguai (RS/SC, Brasil), esta faz uso da água como potencial hidrelétrico, irrigação, abastecimento rural, urbano, industrial e dessedentação animal. As principais fontes de contaminação dos recursos hídricos ocorrem através de efluentes oriundos de atividades agropecuárias como a avicultura, suinocultura, efluentes domésticos (humanos) e aplicação de agrotóxicos (COMITÊ IBICUÍ, 2018). Esta bacia representa grande importância à região Sul do Brasil, abrangendo 73 % do território do Rio Grande do Sul e 27 % de Santa Catarina. De acordo com a ANA (2015), nesta bacia hidrográfica são constatados baixos níveis de tratamento de efluentes, sendo possível verificar a diluição e assimilação dos efluentes provenientes das zonas urbanas e rurais nos recursos hídricos.

A análise macroscópica é utilizada para verificar os impactos ambientais que ocorrem no entorno de nascentes de água, bem como, suas fontes causadoras. Com base em seu resultado, podem ser propostas medidas mitigadoras como atividades de manejo e educação ambiental na área em que as fontes de água encontram-se inseridas (GOMES; MELO; VALE, 2005; FELIPPE; MAGALHÃES; 2012; GALVAN et al., 2020).

A Resolução CONAMA nº 01/1986 define impacto ambiental como alterações físicas, químicas e biológicas ocasionadas por atividades humanas podendo afetar a saúde, segurança e bem-estar da população, biota e as atividades sociais e econômicas (BRASIL, 1986).

Para Carvalho, Porto e Oliveira (2020), a gestão das bacias hidrográficas contribui com a identificação dos impactos ambientais negativos que afetam as águas. Tais impactos dentro das bacias hidrográficas devem ser identificados, para então implementar medidas de melhorias no ambiente, visto que a qualidade da água pode ser alterada a partir da poluição sanitária, um solo compactado pode interferir na infiltração da água e a falta de proteção no entorno das fontes de água pode expor estas à circulação de organismos além do pisoteio de animais (LEAL et al., 2017), levando deste modo, a deterioração da qualidade hídrica (WU; ZHANG; ZHOU, 2020).

Quanto ao saneamento básico do sistema público brasileiro, pode ser verificado um déficit neste, merecendo grande destaque a qualidade da água que chega às torneiras da população (CASTRO, 2021), pois a água possui os atributos que proporcionam de modo absoluto a conformação de sua qualidade, entre eles: o poder de transporte e a capacidade de dissolução (BRASIL, 2006).

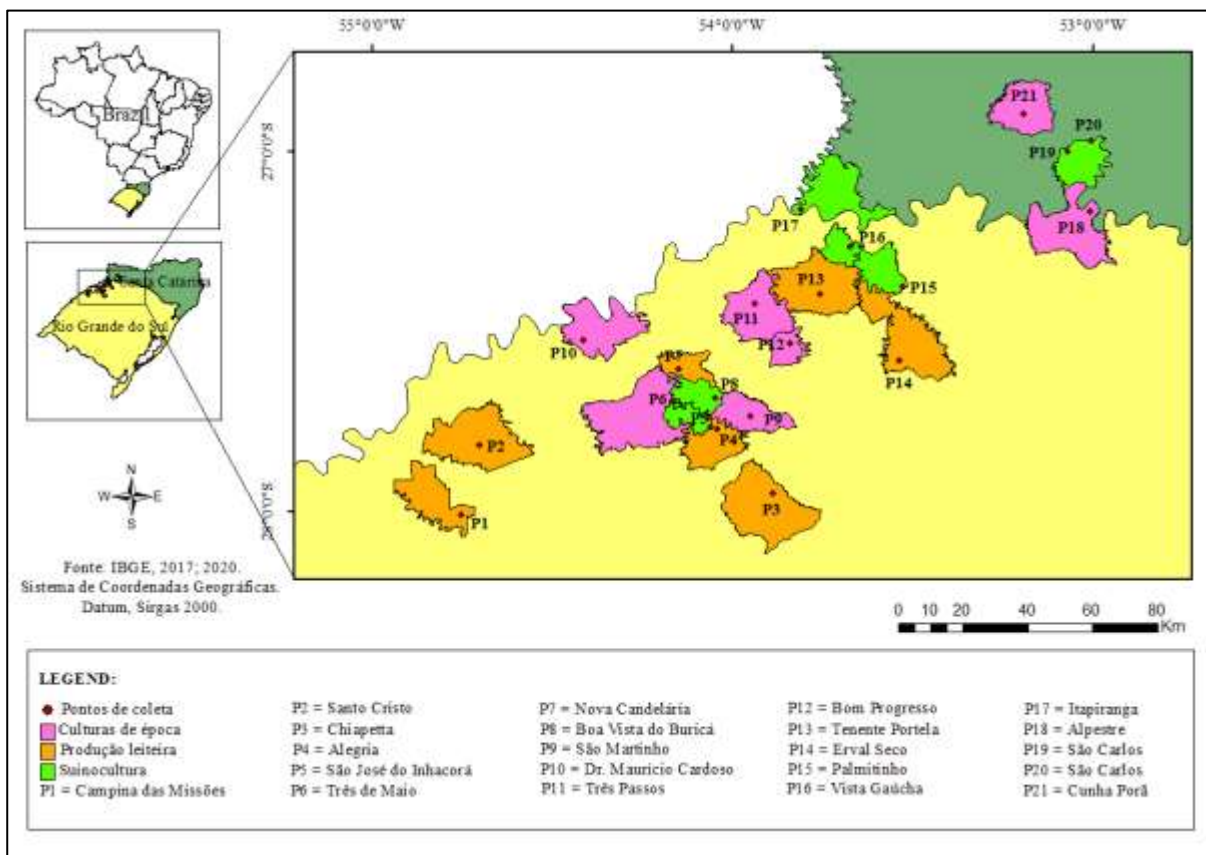
Deste modo, levando-se em consideração a importância que a preservação no entorno das nascentes e poços representa para a qualidade da água dos mesmos, o presente estudo teve por objetivo realizar a análise macroscópica ambiental em poços rasos de propriedades rurais que se encontram sob diferentes usos e ocupação do solo, e posterior à análise, sugerir aos proprietários formas de cuidados que podem ser realizados para uma melhor proteção dos recursos hídricos e saúde de seus usuários

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área do presente estudo compreende municípios situados no Estado do Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC) (Brasil), pertencendo a Região Hidrográfica do Rio Uruguai (Figura 1). Para realizar a análise macroscópica ambiental, foram definidas 21 propriedades rurais distribuídas entre os dois Estados (17 propriedades no RS e 4 propriedades em SC) que apresentam poços rasos como forma de abastecimento de água usada para o consumo humano.

Figura 1 – Localização dos poços rasos avaliados e uso e ocupação do solo



A análise macroscópica ambiental foi realizada no mês de abril de 2021, com sete propriedades rurais estudadas encontrando-se sob uso e ocupação do solo de produtividade de culturas de época como soja, milho, trigo, entre outros (nos municípios de São Martinho, Três Passos, Três de Maio, Dr. Maurício Cardoso, Bom Progresso e Alpestre - RS e Cunha Porã - SC), outras sete propriedades rurais (Nova Candelária, Alegria, Erval Seco, Chiapetta, Tenente Portela, Santo Cristo e Campina das Missões - RS) com atividade principal a produtividade leiteira e as sete propriedades rurais restantes do total analisado (São José do Inhacorá, Vista Gaúcha, Palmitinho e Boa Vista do Buricá - RS e Itapiranga e São Carlos - SC), apresentando-se ocupadas pela atividade suinícola.

2.3 AVALIAÇÃO DA ANÁLISE MACROSCÓPICA AMBIENTAL

Para realizar a análise macroscópica ambiental das propriedades rurais estudadas utilizou-se a metodologia adaptada de Gomes, Melo e Vale (2005) em que foram observados

a campo alguns aspectos (parâmetros) que possuem influência sobre a qualidade da água. Os parâmetros que foram observados se encontram descritos na Tabela 1.

Tabela 1 – Quantificação utilizada para a Análise dos aspectos macroscópicos ambientais

Coloração da água	(1) Escura	(2) Clara	(3) Transparente
Odor	(1) Forte	(2) Fraco	(3) Sem cheiro
Resíduos ao redor	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Sem resíduos
Materiais flutuantes	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Espumas	(1) Muita	(2) Pouca	(3) Ausente
Óleos	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Esgoto Doméstico	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Ausente
Vegetação (preservação)	(1) Alta degrad.	(2) Baixa degrad.	(3) Preservada
Uso por animais	(1) Presença	(2) Apenas marcas	(3) Não detect.
Uso por humanos	(1) Presença	(2) Apenas marcas	(3) Não detect.
Prot. do local (cercado)	(1) Sem	(2) Proteção - CA	(3) Proteção - SA
Prox. de residências	(1) < de 50 m	(2) 50 a 100 m	(3) >100 m
Tipo de área de inserção	(1) Ausente	(2) Privada	(3) Áreas prot.

Fonte: adaptado de Gomes, Melo e Vale (2005); *Baixa degrad= Baixa degradação; Alta degrad= Alta degradação; Não detect= Não detectado; Prot. do local (cercado)= Proteção do local (cercado); Proteção - CA= Proteção com acesso; Proteção - SA= Proteção sem acesso; m= metros.

Para realizar a classificação quanto ao índice de impacto ambiental no entorno da área pontua-se cada propriedade rural com base nos aspectos apresentados na Tabela 1. Após a quantificação é realizado o somatório total de cada local estudado e, através deste, obtém-se uma pontuação, que será utilizada para a verificação da sua respectiva classificação quanto ao grau de preservação do local. As classes variam de A até E, sendo elas: Classe A (Ótima), Classe B (Boa), Classe C (Razoável), Classe D (Ruim) e Classe E (Péssima) (Tabela 2).

Tabela 2 – Classificação quanto ao grau de preservação dos locais analisados

Classe	Grau de preservação	Pontuação Final
A	Ótima	37-39 pontos
B	Boa	34-36 pontos
C	Razoável	31-33 pontos
D	Ruim	28-30 pontos
E	Péssimo	< 28 pontos

Fonte: adaptado de Gomes, Melo e Vale (2005).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A classificação e a quantificação final da análise macroscópica ambiental realizada para os poços rasos do presente estudo pode ser verificada através das pontuações atribuídas a cada parâmetro macroscópico avaliado nas propriedades rurais (Quadro 1).

Quadro 1 – Quantificação macroscópica ambiental dos poços rasos estudadas

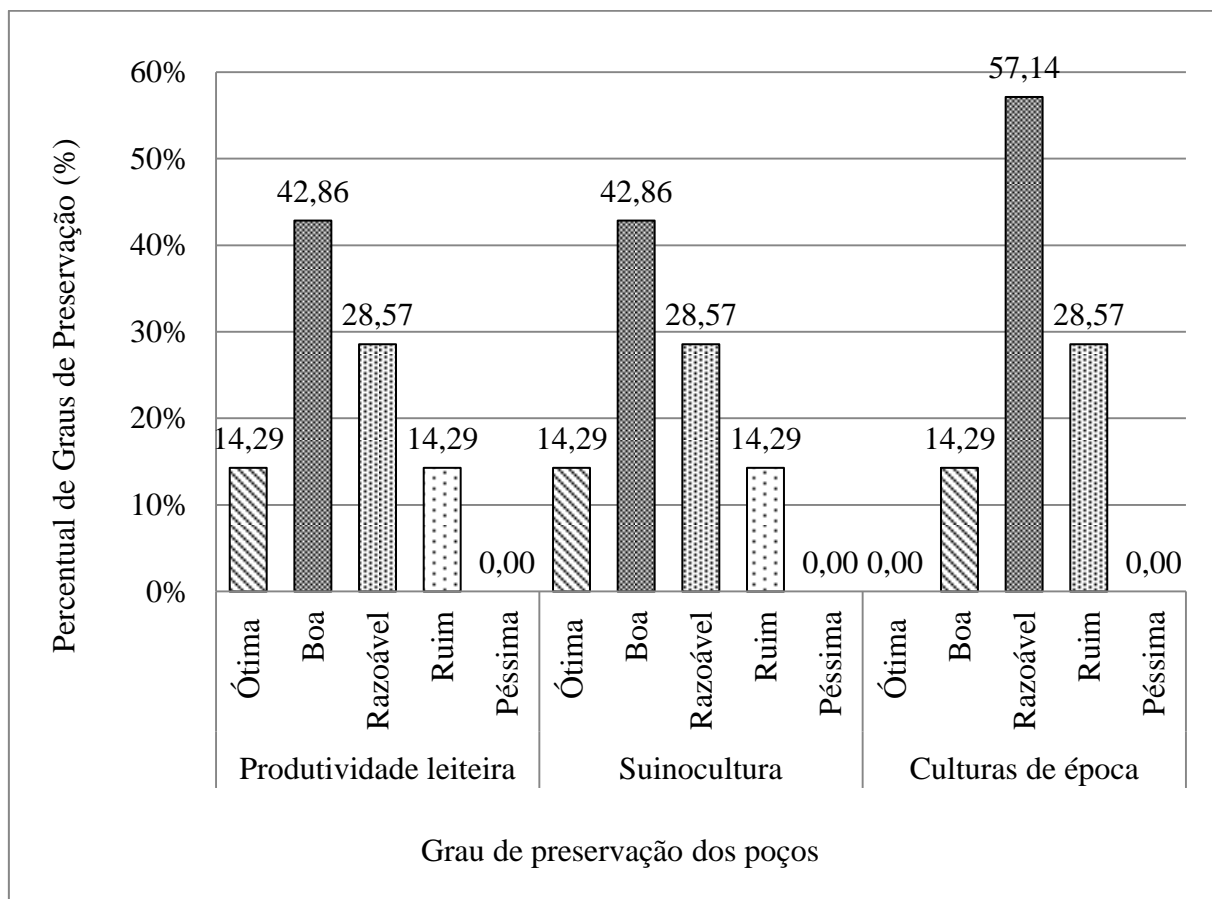
		Coloração	Odor	Resíduos ao redor	Materiais flutuantes	Espuma	Óleo	Esgoto	Estado da vegetação	Uso por humanos	Uso por animais	Proteção da área	Proximidade de residências	Área de inserção	Somatório	Classe	Grau de preservação
Condições de uso e ocupação do solo	Produção leiteira	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	2	36	B	Boa
		3	3	3	3	3	3	3	1	2	1	1	2	2	30	D	Ruim
		3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	2	1	2	31	C	Razoável
		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	37	A	Ótima
		3	3	2	3	3	3	3	2	1	3	2	1	2	31	C	Razoável
		2	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	2	35	B	Boa
	Culturas de época	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	34	B	Boa
		3	3	3	2	3	3	3	1	2	2	1	3	2	31	C	Razoável
		3	3	2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	32	C	Razoável
		3	3	3	3	3	3	3	1	1	1	2	1	2	28	D	Ruim
		2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	36	B	Boa
		3	3	3	3	3	3	3	1	1	2	2	1	2	29	D	Ruim
	Suinocultura	3	3	3	3	3	3	3	1	1	2	1	3	2	31	C	Razoável
		3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	2	1	2	30	C	Razoável
		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	38	A	Ótima
		3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	2	1	2	30	D	Ruim
		3	3	3	3	3	3	3	1	2	2	1	2	2	31	C	Razoável
		3	3	3	2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	32	C	Razoável
		3	3	3	3	3	3	3	1	2	3	3	2	2	34	B	Boa
	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	3	2	34	B	Boa	
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	1	2	35	B	Boa

Nos locais de uso e ocupação do solo predominado pela produção leiteira e pela suinocultura, a análise macroscópica ambiental apresentou em 14,29 % dos poços rasos

preservação Ótima – Classe A (1/7), em 42,86 % dos poços foi constatada preservação Boa – Classe B (3/7), 28,57 % dos poços demonstraram preservação Razoável – Classe C (2/7) e 14,29 % tiveram preservação Ruim – Classe D (1/7) (Figura 2).

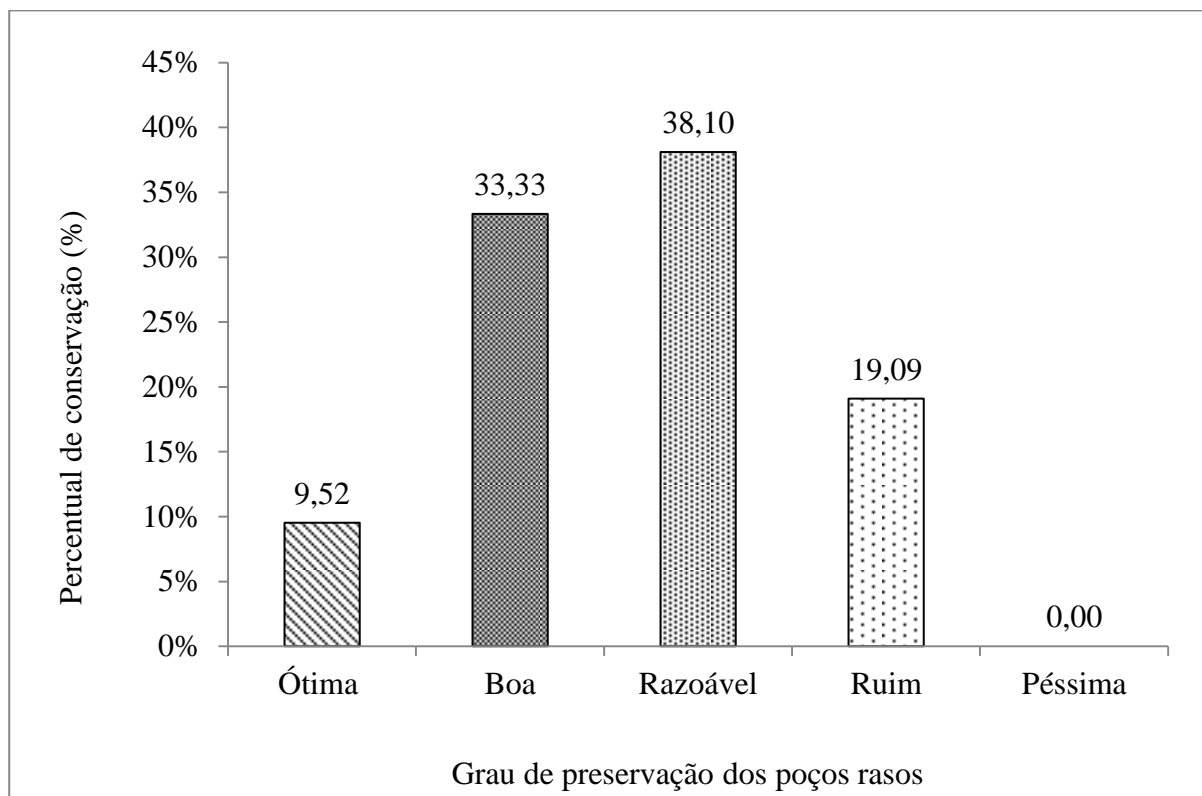
Para as propriedades rurais cujo uso e ocupação do solo ocorrem através de culturas de época verificou-se grau de preservação Boa – Classe B (1/7) em 14,29 %. Em 57,14 % dos poços rasos a preservação foi contatada como Razoável – Classe C (4/7) e em 28,57 % a classificação foi Ruim – Classe D (2/7) (Figura 2).

Figura 2 – Grau de preservação no entorno dos poços rasos de água estudados de acordo com os usos e ocupação do solo



Apenas um poço raso situado em propriedade rural com predomínio do uso e ocupação do solo através da produtividade leiteira e suinocultura apresentaram grau de preservação ótimo, dentre os demais poços rasos e usos e ocupação do solo as classes se demonstraram inferiores. Contudo, nenhum dos poços rasos avaliados no presente estudo apresentou grau de preservação péssimo (Figura 3).

Figura 3 – Percentual total de poços rasos e respectivos graus de preservação



Dentre todos os poços rasos do presente estudo, a maior pontuação se enquadrou como Razoável – Classe C (38,10 %), seguida pela preservação Boa – Classe B (33,33 %), preservação Ruim – D (19,09 %), preservação ótima (9,52%) – Classe A e classificação Péssima – Classe E (0,00 %) (Figura 3).

A coloração das águas dos poços rasos estudados apresentou-se clara em apenas uma das propriedades rurais estudadas, a qual se encontra sob uso e ocupação do solo através de culturas de época, os demais poços rasos apresentaram coloração da água transparente. Segundo a CETESB (2016), a cor apresentada pelas águas está associada à presença de sólidos dissolvidos podendo se apresentar em estado orgânico, inorgânico ou coloidal. Quando as águas se mostram transparentes, não ocorre a interferência de passagem de luz através de si (BOTELHO et al., 2001).

Com relação à vegetação presente nas proximidades dos poços, esta se mostrou pouca ou degradada na maioria dos locais avaliados, visto que as atividades antrópicas se encontram muito próximas às fontes de água. A ausência ou presença de vegetação degradada influencia na baixa pontuação da análise macroscópica, assim contribuindo com classificações inferiores de preservação dos recursos hídricos (ROCHA; FONSECA; SOUSA, 2017). A presença de vegetação nas proximidades de recursos hídricos contribui de modo favorável com o

ecossistema, de modo que auxilia na infiltração de águas provenientes de precipitações pluviométricas junto ao solo contribuindo com a recarga do lençol freático (PINTO et al., 2004; MEDEIROS et al., 2015). Quanto ao odor, este parâmetro não foi detectado em nenhum dos poços avaliados no presente estudo.

Detectou-se a presença de poucos resíduos ao redor do local estudado, sendo contatada a presença em apenas um poço raso. Para Galvan et al. (2020) a presença de resíduos sólidos no entorno de fontes de água propicia a poluição dos recursos hídricos, de modo que pode causar a alteração de sua qualidade.

Materiais flutuantes na água dos poços rasos foram verificados em pequenas quantidades em apenas um ponto de coleta. Óleos e esgoto não se mostraram presentes. O presente estudo corroborou com o trabalho realizado por Resende et al. (2020) em que não foi detectada a presença de óleos, esgoto e materiais flutuantes na água.

Em um grande número dos poços rasos estudados verificaram-se indícios de uso por humanos e/ou animais no entorno. Segundo Mattos e Silva (2002) a presença de animais de sangue quente no entorno de poços pode propiciar a contaminação da água por organismos patogênicos do grupo coliformes, em especial a bactéria *Escherichia coli*. Deste modo, faz-se necessário que os poços apresentem boa preservação e que os dejetos dos animais sejam tratados antes de serem lançados ao solo.

Quanto à proteção do local com cercas, verificou-se que dos 21 poços rasos avaliados, quatro desproviavam de qualquer tipo de cercas no entorno, doze possuíam cercas com acesso, e cinco apresentavam-se cercados sem acesso. Gomes, Melo e Vale (2005) relatam que quando não há a presença de um sistema de proteção a probabilidade de ocorrer interferências antrópicas sobre as águas se torna maior. Assim, quanto mais protegido o recurso hídrico consequentemente melhor será a sua qualidade.

A proximidade de residências dos poços rasos mostrou-se variada, oscilando entre distâncias inferiores a 50 metros e superiores a 100 metros. Assim, quanto maior a proximidade entre as fontes de água e as moradias populacionais, maior são as chances de o homem realizar intervenções que afetam de modo negativo os recursos hídricos (GOMES; MELO; VALE, 2005). Segundo Coelho et al. (2017) a falta de tratamento apropriado dos efluentes sanitários e a proximidade de criação de animais diante aos poços de água pode resultar na alteração das características naturais das águas.

Com relação ao tipo de área de inserção, todos os poços rasos se encontram situados em propriedades rurais privadas. Os poços rasos são uma alternativa muito usada pelas propriedades rurais, principalmente quando não ocorre o abastecimento público de água,

contudo, deve-se atentar a qualidade da água fornecida por estes, visto que ela é influenciada pelo tipo de solo e o local em que o poço se mostra construído na propriedade rural (LEAL, 2012).

Esse estudo corroborou com o trabalho desenvolvido por Galvan et al. (2020), em que os autores associam os problemas de qualidade da água voltados a ausência de preservação no entorno dos poços rasos, que detectaram apenas duas nascentes protegidas de um total de nove estudadas. Na análise macroscópica ambiental realizada por Lazarotto et al. (2020), no município de Caiçara - RS, os autores verificaram grau de preservação Razoável e Ruim para os poços rasos analisados, sendo que no presente estudo o maior percentual de graus de preservação também se apresentou razoável.

Seben et al. (2021) avaliando nascentes nas regiões Norte e Planalto do Estado do RS encontraram resultados similares com o presente estudo de classificação da análise macroscópica ambiental para a atividade de suinocultura, obtendo uma propriedade com Classe A - Ótima e quatro com Classe B – Boa. Já para a condição de uso e ocupação do solo de culturas de época (soja) foram verificadas por estes autores duas propriedades rurais com Classe A – ótima e uma propriedade rural Classe – B.

Schneider et al. (2021) observando a qualidade da água de nascentes, poços rasos e poços profundos, constataram que quanto mais profundo a origem da água, melhor apresentasse a sua qualidade. Ainda, os autores destacam a importância da proteção no entorno dos recursos hídricos utilizados para consumo humano, visto que a proteção auxilia na melhora da qualidade da água.

Como formas de promover a melhoria da qualidade das águas utilizadas para o consumo humano, Lazarotto et al. (2020) comentam que pode-se realizar o isolamento dos locais em que se encontram situados os poços rasos e ainda permitir o aumento da vegetação local, com o uso de cercas que impeçam o acesso de animais e humanos.

Freitas (2020) relatam que a degradação ambiental é desdobrada devido à realização de atividades que não passaram por um processo de planejamento. Para Lira et al. (2019), ao realizar uma avaliação a respeito do uso e ocupação do solo em um dado período de tempo, percebe-se as interferências antrópicas no meio ambiente, visto que há uma demanda cada vez mais constante de consumo e uso e ocupação dos espaços em que o homem se encontra instalado.

Ainda, Lemos Filho, Ferreira e Lyra (2017), apontam o quanto tem sido crescente a utilização de recursos naturais dentro das bacias hidrográficas, podendo assim acarretar na degradação dos constituintes do sistema hidrográfico.

Schleder et al. (2017) constataram que os poços rasos de água situados em locais que apresentam o uso e ocupação do solo através da agricultura intensiva possuem uma maior tendência a apresentar contaminação através de fertilizantes, e ainda os autores complementam que a presença da bactéria *Escherichia coli* pode estar associada a presença de efluentes domésticos bem como efluentes de origem pecuária, como é o caso da aplicação de dejetos de animais.

Para Hora et al. (2021), as características dos compartimentos ambientais tornam uma comunidade mais susceptível a problemas de saúde causados por doenças de veiculação hídrica. Para tanto, os autores apontam como uma necessidade fomentar práticas de saúde, como por exemplo, o tratamento da água utilizada para consumo humano nos locais como poços e nascentes que carecem do mesmo.

Em sendo assim, todas as intervenções realizadas pelo ser humano no planeta podem vir a acarretar em aspectos negativos a si mesmo, envolvendo aspectos financeiros e até mesmo sua saúde (LIRA; SOUTO; DUARTE, 2019). Em se tratando do meio rural, este em muitos locais apresenta condições de saneamento básico de qualidade inferior, deste modo, a avaliação e o monitoramento de poços auxilia a realizar evidências dos riscos à saúde humana, bem como, faz um reconhecimento das condições de saneamento (COELHO et al., 2017).

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados encontrados para a análise macroscópica ambiental, nos diferentes usos e ocupação do solo estudado, possivelmente os parâmetros que apresentaram baixa preservação (estado da vegetação, uso por animais, proteção da área e proximidade de residências) podem estar interferindo na qualidade da água consumida pelos produtores rurais. Para tanto, recomenda-se que sejam tomadas medidas como isolamento e proteção dos poços rasos impedindo o acesso de animais, bem como permitir o crescimento de vegetação nas proximidades.

Ainda, salienta-se a importância da correta aplicação dos dejetos de animais junto ao solo, visto que tais efluentes devem passar por um processo de estabilização por um período de 120 dias antes de serem utilizados como fertilizantes orgânicos. Também se deve evitar aplicar os mesmos em locais próximos aos poços rasos, de modo a não levar a contaminação da água utilizada para o consumo humano por microrganismos patogênicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES) pelo financiamento da pesquisa realizada por S. I. Schneider, bem como os discentes de graduação que fazem parte do GMA (Grupo de Monitoramento Ambiental do CNPq).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOTELHO, C. G. *et al.* **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 136 p.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 de fevereiro de 1986. Disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: 2006, 212 p. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf. Acesso em: 04 jan. 2022.

CARVALHO, Carla Gisele dos Santos; PORTO, Rafael Alves; OLIVEIRA, Uldérico Rios. Avaliação macroscópica de impactos ambientais em nascentes do Rio de Ondas no Oeste da Bahia. **Revista Geociências**, São Paulo, v. 39, n. 3, p. 831-845, 2020. DOI: 10.5016/geociencias.v39i03.15074. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/15074>. Acesso em: 05 jan. 2021.

CASTRO, Marco Antonio Barbosa *et al.* Proposta de dispositivo de baixo custo para monitoramento de qualidade da água. **Communications and Innovations Gazette**, Santa Maria, v.5, n.1, p.44-55, 2021. DOI:10.5902/2448190462024. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/coming/article/view/62024>. Acesso em: 05 jan. 2021.

ÇAVUŞ, Asude; ŞEN, Fazil. Chemical and microbiological properties of Lake Aygır in Turkey and usage of drinking, fisheries, and irrigation. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 83, p. 1-9, 2023. DOI: 10.1590/1519-6984.244494. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/FLhvczgfChNLFFKjBxH6qxy/?lang=en#>. Acesso em: 05 jan. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, v. 1, n. Série Reatórios, 53 p. 2016.

COELHO, Silvio Carlos *et al.* Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, n. 12, v. 1, p. 157-167, 2017. DOI: 10.4136/ambi-agua.1962. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/q6YqwDvZ5ctjNMYs3fzD8bg/?lang=pt>. Acesso em: 31 jan. 2021.

COMITÊ IBICUÍ. **Região hidrográfica do Rio Uruguai**. Bacia Hidrográfica. Alegrete – RS, 2018. Disponível em: http://www.comiteibicui.com.br/bh_002.html. Acesso em: 28 ago. 2021.

FELIPPE, Miguel Fernandes; MAGALHÃES JÚNIOR, Antônio Pereira. Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte/MG. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 08-23, 2012. DOI: 10.35699/2237-549X%20..13336. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13336>. Acesso em: 27 nov. 2021.

FREITAS, Andreza Rocha de. Degradação ambiental na bacia hidrográfica do Rio das Antas, Sudeste do Paraná: análise quantitativa e qualitativa mediante a utilização da metodologia do IDA. **Revista GEOgrafias**, v. 28, n. 1, p. 22-42. 2020. DOI: 10.35699/2237-549X%20.2020.21485. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/21485#:~:text=A%20metodologia%20adotada%20na%20an%C3%A1lise,declividade%20e%20a%20press%C3%A3o%20demogr%C3%A1fica>.

GALVAN, Kelli Andreiza *et al.* Análise ambiental macroscópica e a qualidade da água de nascentes na bacia do Rio São Domingos/SC, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aracaju, v. 11, n. 1, p. 165-176, 2020. DOI:10.6008/CBPC2179-6858.2020.001.0016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/338837870_Analise_ambiental_macroscopica_e_a_qualidade_da_agua_de_nascentes_na_bacia_do_Rio_Sao_DomingosSC_Brasil. Acesso em: 18 out. 2021.

GOMES, Priscila Moreira; MELO, Celina de; VALE, Vagner Santiago do. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia – MG: Análise Macroscópica. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 32, p. 103-120, 2005. Disponível em: <<https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/9169/5638>>. Acesso em: 12 dez. 2021.

HORA, Aline Barreto *et al.* Socio-environmental aspects and diseases related to contaminated water in vulnerable communities in the Northeast of Brazil. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista – SP, v. 10, n. 10, e458101019044, 2021. DOI:10.33448/rsd-v10i10.19044. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/19044>>. Acesso em 20 jan. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **Malha Municipal**. Downloads. Município_2017. Geociências: IBGE, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=downloads>. Acesso em: 10 jan. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha Municipal**. Downloads. Município_2020. Geociências: IBGE: 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=downloads>. Acesso em 10 jan. 2020.

LAZAROTTO, Dinei *et al.* Análise da potabilidade da água em poços rasos no município de Caiçara no Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 42, e86, p. 1-8, 2020. DOI: 10.5902/2179460X40496. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/40496/html>. Acesso em: 18 out. 2021.

LEAL, Jane Terezinha da Costa Pereira. **Água para consumo humano na propriedade rural**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2012. 18 p. Disponível em: https://www.emater.mg.gov.br/doc/intranet/upload/DETEC_Ambientalcartilha%20%C3%A1gua%20para%20consumo%20na%20propriedade%20rural.pdf. Acesso em: 31 jan. 2022.

LEMOS, Luis César de Aquino Lemos; FERREIRA, Larissa Luana Nicodemos; LYRA, Daniel Lima de. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. **Revista Agro@ambiente On-line**, Boa Vista – RR, v. 11, n. 1, p. 11-20, janeiro – março, 2017. DOI: 10.18227/1982-8470ragro.v11i1.3413. Disponível em: <https://revista.ufr.br/agroambiente/article/view/3413>. Acesso em: 12 jan. 2022.

LIRA, Maria Valdete; SOUTO, Michael Vandesteen Silva; DUARTE, Cynthia Romariz. Análise Multitemporal da Dinâmica da Paisagem para os Municípios de Barroquinha e Chaval, Noroeste do Estado do Ceará - Brasil, pelo Uso e Cobertura da Terra. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 42, n. 1, p. 471-482, 2019. Disponível em: <https://ppegeo.igc.usp.br/index.php/anigeo/article/view/13151>. Acesso em: 14 nov. 2021.

MATTOS, Maria Laura Taurino; SILVA, Marcelo Dutra da. **Controle da Qualidade Microbiológica das Águas de Consumo na Microbacia Hidrográfica Arroio Passo do Pilão**. Comunicado Técnico Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Embrapa: Pelotas, p.3, 2002. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/31545/1/comunicado61.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2021.

MEDEIROS, Tatiane Fernanda *et al.* Avaliação da qualidade de água de nascentes sob diferentes ocupações do solo. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, [S.l.], v. 4, n. 1, p. 14 – 28, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cerne/a/fwFZsKZV4mVXqLX98sYtcHb/?lang=pt>. Acesso em 25 nov. 2021.

OLIVEIRA NETA, Maria Rosa de. **Recursos hídricos: água um bem precioso para a humanidade**. Conteúdo Jurídico, Brasília - DF, 2013. Disponível em: <https://conteudojuridico.com.br/consulta/Artigos/34680/recursos-hidricos-agua-um-bem-precioso-para-a-humanidade>. Acesso em: 17 jan. 2022.

PINTO, Lilian Vilela Andrade. Estudo das nascentes da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 65, p. 197 – 206, 2004. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr65/cap19.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2022.

PRISCOLI, Jerônimo Delli. Water and civilization: using history to reframe water policy debates and build a new ecological realism. **Water Policy**, [S.l.], v. 1, p. 623-636, 2000. Disponível em: <https://www.readcube.com/articles/10.1016%2Fs1366-7017%2899%2900019-7>. Acesso em: 04 set. 2021.

RESENDE, Keler Mara Gomes de *et al.* Análise macroscópica como subsídio para um plano de manejo de uma nascente urbana no Sul de Minas Gerais. **Revista Augustus**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 49, p. 260-277, nov.2019/fev.2020. Disponível em: <https://revistas.unisam.edu.br/index.php/revistaaugustus/article/view/481/261>. Acesso em: 25 nov. 2021.

ROCHA, Bruna Fonseca; FONSECA, Alysson Rodrigo; SOUSA, Fabrízio Furtado. Análise Macroscópica e Parâmetros Microbiológicos de nascentes da área urbana de Cláudio, Minas Gerais, Brasil. **Conexão Ciência**, [S.l.] v. 12, n. 3, p. 17-33, 2017. DOI: 10.24862/ccco.v12i3.567. Disponível em: <https://periodicos.uniformg.edu.br:21011/ojs/index.php/conexaociencia/article/view/567>. Acesso em: 12 fev. 2022.

SCHLEDER, Aluana Ariane *et al.* Evaluation of occurrence of NO₃⁻, Coliform and atrazine in a karst aquifer, Colombo, PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 22, e20, 2017. DOI: 10.1590/2318-0331.0117160452. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbrh/a/m8q43hMXGKTWty7fGcLgJs/?lang=en>. Acesso em: 26 jan. 2022.

SCHNEIDER, Silvana Isabel *et al.* Water Quality In Individual Groundwater Supply Systems In Southern Brazil. **Ciência e Natura**, [S.l.], v. 43, p. 1-21, 2021. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/65195>. Acesso em 10 jan. 2022.

SEBEN, Débora *et al.* Water quality variables and emerging environmental contaminant in water for human consumption in Rio Grande do Sul, Brazil. **Environmental Challenges**, [S.l.], v. 5, 100266, 2021. DOI: 10.1016/j.envc.2021.100266. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010021002456>. Acesso em: 03 mar. 2022.

YU, Shiyong *et al.* Ancient water wells reveal a prolonged drought in the lower Yellow River area about 2800 years ago. **Science Bulletin**, [S.l.], v. 63, n. 20, p. 1324-1327, 2018. DOI: 10.1016/j.scib.2018.09.017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327819543_Ancient_water_wells_reveal_a_prolonged_drought_in_the_lower_Yellow_River_area_about_2800_years_ago. Acesso em: 01 set. 2021.

VOUDOURIS, Konstantinos *et al.* Evolution of water wells focusing on Balkan and Asian civilizations. **Water Supply**, [S.l.], v. 19, n. 2, p. 347-364, 2018. DOI: 10.2166/ws.2018.114. Disponível em: <https://iwaponline.com/ws/article/19/2/347/40849/Evolution-of-water-wells-focusing-on-Balkan-and>. Acesso em: 01 set. 2021.

WU, Jianhua; ZHANG, Yuxim; ZHOU, Hui. Groundwater chemistry and groundwater quality index incorporating health risk weighting in Dingbian County, Ordos basin of northwest China. **Geochemistry**, Jena, v. 80, ed. 4, p. 125607, 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0009281919301229>. Acesso em 17 jan. 2022.

4 CAPÍTULO 2

Caracterização de indicadores físicos, químicos e microbiológicos e contaminantes ambientais emergentes em poços rasos da hidrografia do Rio Uruguai, Brazil.

RESUMO

Esse estudo realizou a caracterização da qualidade da água de consumo humano de propriedades rurais situadas em municípios localizados no Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil. As amostras de água foram coletadas através de duas campanhas amostrais em poços rasos (épocas 1 e 2), distribuídos sob diferentes usos e ocupação do solo: produtividade leiteira, culturas de época e suinocultura. Os resultados das análises físicas, químicas e microbiológicas, foram comparados com as legislações vigentes em nível nacional e internacional para as águas utilizadas para o consumo humano. Como resultados obtidos, constatou-se que as variáveis pH, cor aparente, dureza total, fluoreto, amônia total, nitrito, nitrato e manganês apresentaram-se condizentes com os valores máximos permitidos pelas legislações. Contudo, as variáveis turbidez, ferro total, coliformes totais e *Escherichia coli* apresentaram concentrações em desacordo com as legislações vigentes. Alcalinidade total, condutividade elétrica, sólidos totais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, fósforo total, nitrogênio total e nitrogênio total *kjeldahl* não estão contemplados nestas legislações. Com relação à presença de contaminantes ambientais emergentes, estes foram detectados nas épocas 1 e 2 em todos os usos e ocupação do solo. O princípio ativo de fármaco que apresentou maior concentração nos ambientes foi a cafeína, já o ingrediente ativo de agrotóxico tratou-se do 2,4-D. Do total de fármacos e agrotóxicos detectados na água dos poços rasos e que atualmente são mencionados nas legislações de potabilidade da água de consumo humano, todos apresentaram concentrações inferiores ao máximo permitido.

Palavras-chave: Água de consumo; Influência Antrópica. Potabilidade da água; Propriedades rurais;

4.1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas têm sido muito utilizadas como meio de suprir as necessidades do ser humano, seu abastecimento se dá de forma total ou como meio suplementar e sua recarga ocorre através da infiltração de água da chuva no solo. Uma das vantagens do uso das águas subterrâneas é que estas podem ser captadas muitas vezes no local onde são demandadas. Além disso, tais águas de modo geral, não necessitam passar por estações de

tratamento completas, quando comparadas com águas superficiais (HELLER; PÁDUA, 2010).

Os poços rasos possuem uma grande probabilidade de apresentar contaminação, principalmente bacteriológica, tal fator associa-se aos seus aspectos construtivos e também devido a proximidades a fossas sépticas e dejetos levando a presença de microrganismos patogênicos (OMS, 2017). Rocha, Rosa e Cardoso (2004) comentam que o aporte de compostos nos recursos hídricos se dá através de diferentes fontes além do esgoto doméstico, como por exemplo, através de efluentes industriais, escoamento e infiltração agrícola e urbana.

Nos dias atuais uma grande preocupação acerca da qualidade da água é quanto a presença dos contaminantes ambientais emergentes, sendo estes alvo de pesquisas realizadas por inúmeros autores (Cartaxo et al., 2020; Carles et al., 2021; Li et al., 2021; Koerich et al., 2021; Seben, 2021b; Rahim et al., 2022; Stefano et al., 2022; ; . Além disso, o grande foco ao entorno dos contaminantes emergentes ocorre devido a iniciativas políticas, as quais visam ampliar as legislações ambientais (PETRIE et al., 2015).

Percebe-se que mesmo a presença dos contaminantes ambientais se mostrando em baixas concentrações (nanogramas por litro), podem provocar efeitos sobre as funções de organismos. Algumas das formas de introdução de tais compostos no ambiente se dão através excretas que possuem fármacos que não foram metabolizados pelo organismo, descarte inapropriado de fármacos, agroquímicos, produtos de limpeza e higiene pessoal (PETRIE et al., 2015; CHAVES et al., 2020).

Após a administração dos fármacos, um percentual deste acaba não sendo absorvido pelo organismo animal e é liberado pelas excretas (urina e fezes), estas que por sua vez são utilizadas na fertilização do solo e podem alcançar os recursos hídricos (WRIGHT, 2007). No Brasil, estudos indicam já ter sido detectado cerca de 31 a 100 compostos farmacêuticos nas águas (CARVALHO, 2020).

A agricultura contribui significativamente com a economia mundial, sua intensificação foi ocasionada devido ao aumento da população em nível mundial, que conseqüentemente passou a demandar por maiores quantidades de alimento. Contudo, a esta necessitou aperfeiçoar seu processo produtivo para garantir alimento a toda população, assim, passou a fazer o uso de agrotóxicos como meio de controlar as pragas agrícolas levando a menores perdas no processo produtivo (SATYAVANI, 2012).

Em função de todos os obstáculos provocados pela COVID-19 na economia brasileira, a agropecuária contou com um ótimo desempenho de sua produção e faturamento (MAPA,

2020). A região sul do país teve um grande destaque em termos de produtividade leiteira e suinícola (EMBRAPA, 2019), em termos de produção de culturas de época, grãos como a soja, milho e trigo apresentam uma larga produção (IBGE, 2020). Em consequência da produtividade agrícola se mostrar em larga escala na região hidrográfica do Rio Uruguai, suas águas se encontram susceptíveis a contaminação (LORO et al., 2015).

Altas concentrações de misturas e compostos complexos podem provocar riscos aos recursos hídricos em termos de potabilidade, vida aquática e água a ser reciclada (MYERS *et al.*, 2022). Como meio de garantir que as águas destinadas ao consumo humano sejam potáveis, a Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017), estabelecem valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água, portanto, todas as águas consumidas pelo homem devem apresentar suas características físicas, químicas e microbiológicas em acordo com as legislações vigentes.

Em assim sendo, o presente estudo tem por objetivo caracterizar as águas de poços rasos utilizadas para o consumo humano em propriedades rurais sob diferentes usos e ocupação do solo através de variáveis físicas, químicas e microbiológicas e, além disso, quantificar a presença de contaminantes ambientais emergentes através da detecção de princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos.

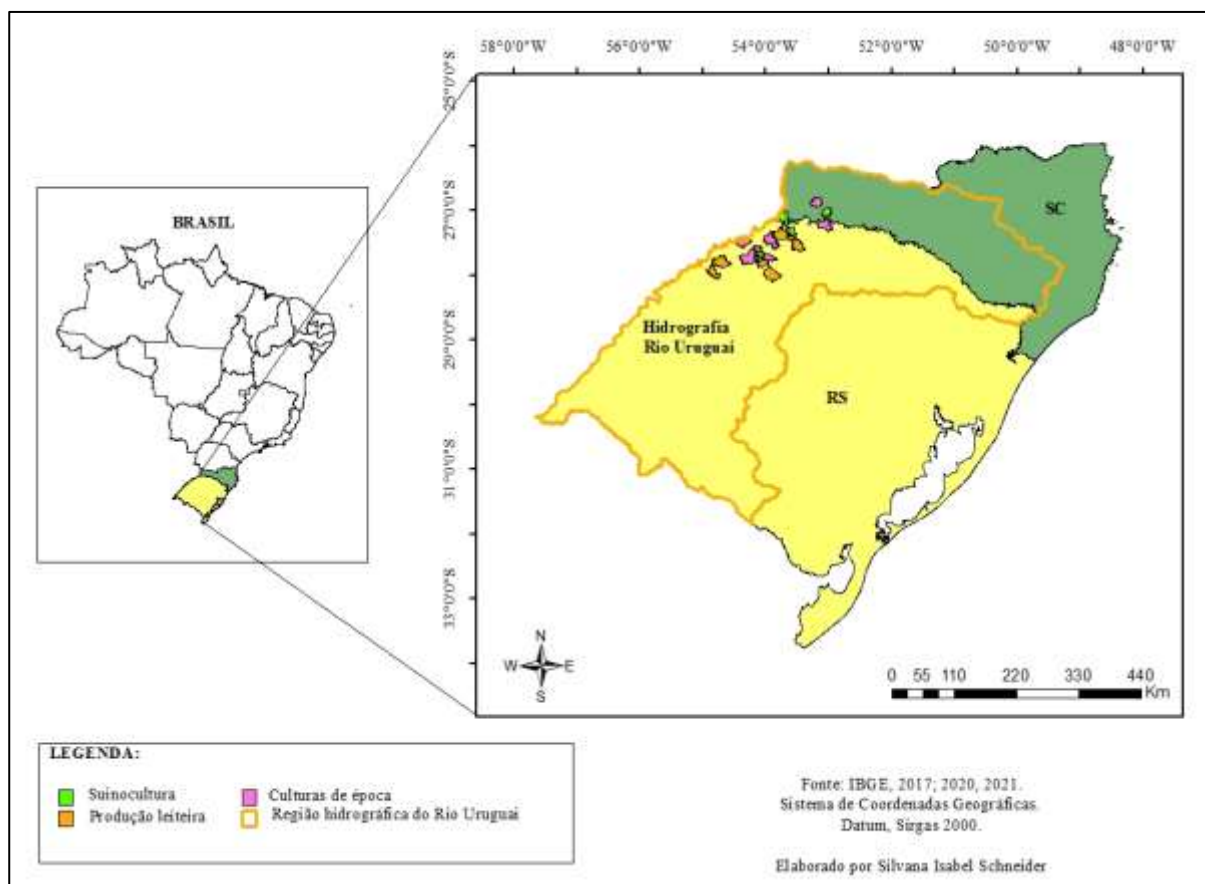
4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo selecionada tratou-se de 21 propriedades rurais localizadas em municípios constituintes do Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil, as quais possuem poços rasos como forma de abastecimento de água. As propriedades rurais em questão foram designadas através de três diferentes usos e ocupação do solo, sendo eles: a produtividade leiteira, o cultivo de culturas de época e a atividade suinícola. Cada uso e ocupação do solo contou com sete repetições (sete poços em diferentes municípios) analisadas.

Em relação à profundidade dos poços, esta variou de 0,50 a 10,00 metros. Os municípios abrangidos no presente estudo se encontram inseridos na Região Hidrográfica do Rio Uruguai conforme a Figura 1, os municípios estudados se mostram descritos na Figura 1 do Capítulo 1.

Figura 1 – Mapa de identificação da hidrografia correspondente ao Rio Uruguai nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina



Para realizar a delimitação da área de estudo utilizou-se a malha digital dos limites políticos municipais e das unidades de federação as quais são disponibilizadas pelo IBGE (2017; 2020). Com relação à delimitação da Região Hidrográfica do Rio Uruguai a malha digital foi obtida através do IBGE (2021). O mapa de hidrografia (Figura 1) foi realizado através de um sistema de informação geográfica.

4.2.2 Campanhas amostrais das águas

A amostragem de água ocorreu em duas épocas distintas, sendo estas chamadas de época 1 e época 2. A época 1 compreendeu a campanha amostral realizada no mês de outubro/2020 e a época 2 foi correspondente ao mês de abril/2021. Deste modo, as coletas de água ocorreram em duas estações sazonais distintas a fim de verificar se as alterações climáticas podem influenciar na alteração de variáveis de qualidade da água.

Os procedimentos de coleta e preservação das amostras de água seguiram a normativa ABNT NBR 9.898/1987 (ABNT, 1987). Para a coleta das amostras de água destinadas as análises físico-químicas se utilizou cinco garrafas de polietileno com volume de 500 mL cada, ressalta-se que para as amostras destinadas a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e, Oxigênio Dissolvido (OD) foram coletadas em triplicata, já para as análises de contaminantes emergentes, coletada em único frasco, um frasco) foram utilizados frascos de vidro âmbar. Em se tratando das análises microbiológicas fez-se uso de um frasco de vidro de 100 mL devidamente autoclavado por ponto amostral.

Assim que realizados os procedimentos de coleta, as amostras foram acondicionadas em uma caixa térmica e posteriormente encaminhadas para os respectivos laboratórios a fim de realizar as análises físico-químicas e microbiológicas. Cabe informar que a aferição da temperatura e do pH da água foram realizadas *in loco*.

As amostras destinadas a análise dos contaminantes emergentes (fármacos de uso veterinário e agrotóxicos) foram encaminhadas para o Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM sede), o qual possui selo de acreditação pelo INMETRO (ISSO/IEC 17025/2017). Quanto às demais análises, estas foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos da UFSM *Campus* Frederico Westphalen.

4.2.3 Análise das variáveis físicas, químicas e microbiológicas

Como metodologia de análise das variáveis de qualidade da água físico-químicas e microbiológicas seguiu-se o *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e Tedesco et al. (1995). As metodologias usadas para análise de cada variável se mostram descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Metodologia adotada para a realização das análises físicas, químicas e microbiológicas da água

VARIÁVEIS	METODOLOGIA	REFERÊNCIA
Temperatura (C°)	Terômetro portátil – 2550 B	APHA, 2012
pH	pHmetro/4500 – H + B	APHA, 2012
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	Títulométrico – 2320 B	APHA, 2012
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	Títulométrico – 2340 B	APHA, 2012

(continua)

(conclusão)

Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Condutivímetro – 2510 B	APHA, 2012
Cor Aparente (uH)	Espectrofotômetro – 2120 B	APHA, 2012
Turbidez (uT)	Turbidímetro – 2130 B	APHA, 2012
Nitrito ($\text{mg}/\text{L NO}_2^-$)	Espectrofotômetro – 4500- NO_2^-	APHA, 2012
Nitrato ($\text{mg}/\text{L NO}_3^-$)	Titulométrico	TEDESCO <i>et al.</i> , 1995
Amônia ($\text{mg}/\text{L N- NH}_3$)	Destilação – 4500- NH_3C	TEDESCO <i>et al.</i> , 1995
Ferro total ($\text{mg}/\text{L Fe}$)	Espectrofotômetro – 3120-B	APHA, 2012
Fósforo total ($\text{mg}/\text{L P}$)	Espectrofotômetro – 4500-P C	APHA, 2012
Fluoreto ($\text{mg}/\text{L F}^-$)	Espectrofotômetro – 4500 F D	APHA, 2012
Manganês ($\text{mg}/\text{L Mn}$)	Espectrofotômetro – 3500-Mn B	APHA, 2012
Nitrogênio total Kjeldahl	Destilação	TEDESCO <i>et al.</i> , 1995
Nitrogênio Total	Destilação	TEDESCO <i>et al.</i> , 1995
DBO (mg/L)	Títulométrico – 5210 A	APHA, 2012
OD (mg/L)	Títulométrico – 4500-O A	APHA, 2012
Sólidos totais	Evaporação – 2540 B	APHA, 2012
Coliformes totais	Tubos múltiplos – 9221 F	APHA, 2012
<i>Escherichia coli</i>	Tubos múltiplos – 9221 F	APHA, 2012

4.2.4 Análise dos contaminantes ambientais emergentes

Como meio de analisar a presença de contaminantes ambientais emergentes na água, as amostras coletadas passaram por processo de preparação através da técnica de Extração de Fase Sólida (SPE), conforme CALDAS et al. (2011) e então determinadas pela Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência acoplada a Espectrofotometria de Massas (UHPLC-MS/MS). Esta metodologia permite que sejam detectados e quantificados diferentes elementos que se mostram presentes em concentrações muito baixas em uma matriz considerada complexa (FORTUNATO, 2014).

Realizou-se a análise de 31 princípios ativos de fármacos, sendo eles: Albendazol, atenolol, androstenediona, cloranfenicol, ciprofloxacino, clindamicina, carbamazepina, diclofenaco, mebendazol, ácido nalidíco, norfloxacino, ofloxacino, propranolol, progesterona, sulfametoxazol, trimetrim, tiabendazol, testosterona (LOD = 0,003 $\mu\text{g}/\text{L}$ e LOQ = 0,010 $\mu\text{g}/\text{L}$), abendazol-sulfóxido, albendazol-sulfona, albendazol-2-amino, cafeína, doxiciclina,

lincomicina, sulfadoxina, tetraciclina (LOD = 0,006 µg/L e LOQ = 0,020 µg/L), ivermectina, paracetamol (LOD = 0,012 µg/L e LOQ = 0,040 µg/L), clortetraciclina, metronidazol e sulfadiazina (LOD = 0,030 µg/L e LOQ = 0,100 µg/L).

Além dos princípios ativos de fármacos, foram analisados 138 ingredientes ativos de agrotóxicos, sendo eles: 2,4-D, acetamiprido, aldicarbe, ametrina, atrazina, azaconazol, azametifós, azinfós-metílico, azoxistrobina, boscalida, buprofenzina, butóxido de piperonila, carbaril, carbofurano, carbofurano-3-hidróxido, cianazina, ciazofamida, cimoxanil, ciproconazol, clomazona, clorantranileprole, clorfenvinfós, clorpirifós-etílico, clorpirifós-metílico, clorimurom-etílico, clotianidina, cresoxim-metílico, demeton-S-metil-sulfona, diazinona, dicrotofós, diflubenzurom, dimetoato, dimoxistrobina, diurom, EPN, epoxiconazol, etiofencarbe-sulfona, etoxissulfurom, famoxadona, fenpropatrina, fempropimorfe, fenamidona, fenarimol, fentiona, fipronil, fluquinconazol, fluroxipir, flusilazol, flutolanil, flutriafol, fosmete, furatiocarbe, imazalil, imazapique, imazaquim, imazetapir, indoxacarbe, iprovalicarbe, linuron, melationa, mecarbam, mefosfolam, mepronil, metalaxil, metconazol, metidationa, metiocarbe, metiocarbe-sulfona, metoxifenoazida, metsulfurin-metílico, mevinfós, miclobutanil, monolinurom, nicossulfurom, nuarimol, oxamil, paraoxom-etílico, parationa-etílica, pencicuro, penconazol, penoxsulam, picoxistrobina, piperonil-butóxido, piraclostrobina, pirazofós, piridafentiona, pirimetanil, pirimicarbe, pirimifós-etílico, pirimifós-metílico, piriproxifeno, procloraz, profenofós, prometrina, propanil, propiconazol, propoxur, quinalfós, quincloraque, quinofixeno, saflufenacil, simazina, tebuconazol, tebufenoazida, tebufempirade, tetraconazol, tiacloprido, tiametoxam, tiobencarbe, tiodicarbe, tolcófós-metílico, tolifluanida, triadimefom, triadimenol, triazofós, triciclazol, trifloxissulfurom, trifloxistrobina, triflumurom, vamidotona, difenoconazol (LOD = 0,006 µg/L e LOQ = 0,020 µg/L), azinfós-etílico, bitertanol, cloranfenicol, diclosulam, diniconazol, imazamox, imazipir, imidacloprido, metribuzina, molinato, oxadixil (LOD = 0,012 µg/L e LOQ = 0,040 µg/L), bentazona, bromuconazol, carbendazim, diclorvós, fenhexamida, fenoxicarbe, metomil, mevinfós, monocrotofós, quizalofope-P-etílico, terbufós, tiabendazol, clorprofam e pirazosulfurom-etílico (LOD = 0,024 µg/L e LOQ = 0,080 µg/L).

4.2.5 Análise estatística

Para cada uma das variáveis físicas, químicas e microbiológicas realizou-se comparações de médias entre épocas por meio do teste t para amostras dependentes e as médias entre ambientes foram comparadas por meio do teste t para amostras independentes a

5% ($P < 0,05$) de probabilidade de erro. Para cada variável estudada também foram construídos intervalos de confiança para a média populacional com nível de confiança de 95 %. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do aplicativo *Microsoft Office Excel* e do software *BioEstat 5.0* (AYRES et al., 2007).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Variáveis físicas, químicas e microbiológicas

A variável pH contou com uma faixa de valores de $6,40 \pm 0,1$ a $6,60 \pm 0,12$ unidades entre os três diferentes usos e ocupação do solo (geral de ambientes). Entre as duas épocas estudadas, o pH mostrou médias de $6,45 \pm 0,09$ (época 1) a $6,54 \pm 0,10$ (época 2). Não houve diferença significativa entre as épocas, nem entre os usos e ocupação do solo, tampouco na avaliação geral entre épocas (Tabela 2).

No município de Caiçara/RS, Lazarotto et al. (2020) aferiram o pH de poços rasos entre 5,2 a 6,3 unidades. Seben et al. (2021b) encontraram valores entre 5,88 a 6,45 unidades e Schneider et al. (2021) obtiveram valores entre 4,00 a 8,2 para diferentes municípios do Estado do RS. Em Pelotas/RS os valores se apresentaram entre 6,97 a 7,74 unidades, todos de acordo com a legislação vigente (BLANK; VIEIRA, 2014).

Já Silva et al. (2020) detectaram médias entre 4,8 a 5,6 unidades para poços rasos de Caxambu do Sul/SC, estando todos os valores em desacordo com a legislação para potabilidade da água. Em Cunha Porã/SC, Brasil, Galvan et al. (2020) verificaram o pH entre 5,4 a 7,1 unidades para águas de nascentes. Autores como Coelho *et al.* (2017) relataram valores para o pH de águas de poços entre 5,35 a 5,69 unidades em São Luís/MA, Brasil.

Em termos de potabilidade da água, a Portaria GM/MS nº 888/2021 recomenda que o pH esteja entre 6,0 a 9,5 unidades (BRASIL, 2021). Com relação às diretrizes da OMS (OMS, 2017), esta estabelece que o pH deve se apresentar na faixa de 6,0 a 8,5 unidades. De modo geral, observou-se que as médias obtidas no presente estudo para os usos e ocupação do solo, apresentaram valores recomendados para esta variável.

A alcalinidade total apresentou médias entre $7,67 \pm 1,11$ a $12,16 \pm 6,29$ mg/L de CaCO_3 entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Com relação às duas épocas estudadas, esta variável contou com média geral entre $7,55 \pm 1,05$ (época 2) e $11,8 \pm 3,88$ mg/L de CaCO_3 (época 1). Não foi verificada diferença significativa entre as épocas estudadas, assim como não houve diferença entre os usos e ocupações do solo. A avaliação

geral entre as épocas também não apresentou diferença. Contudo, alguns Limites Inferiores (LIN) dos intervalos de confiança foram negativos (Tabela 2).

Tabela 2 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média populacional (entre parênteses) de variáveis químicas em amostras de água sob diferentes usos e ocupações

Ambiente/Época	Bovinocultura Leiteira	Suinocultura	Culturas de época	Geral Época
(continua)				
pH (unidades)				
Época 1	6,56aA [†] \pm 0,16 (6,17 \leq μ \leq 6,96)	6,39aA \pm 0,11 (6,12 \leq μ \leq 6,66)	6,41aA \pm 0,19 (5,95 \leq μ \leq 6,87)	6,45A \pm 0,09 (6,27 \leq μ \leq 6,64)
Época 2	6,64aA \pm 0,19 (6,14 \leq μ \leq 7,14)	6,40aA \pm 0,18 (5,95 \leq μ \leq 6,85)	6,59aA \pm 0,13 (6,27 \leq μ \leq 6,91)	6,54A \pm 0,10 (6,34 \leq μ \leq 6,74)
Geral Ambiente	6,60a \pm 0,12 (6,34 \leq μ \leq 6,86)	6,40a \pm 0,1 (6,17 \leq μ \leq 6,62)	6,50a \pm 0,11 (6,26 \leq μ \leq 6,74)	6,50 \pm 0,06 (6,37 \leq μ \leq 6,63)
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)				
Época 1	18,07aA \pm 11,54 (LIN [†] \leq μ \leq 46,31)	6,39aA \pm 1,18 (3,50 \leq μ \leq 9,28)	10,95aA \pm 2,02 (6,00 \leq μ \leq 15,89)	11,8A \pm 3,88 (3,72 \leq μ \leq 19,89)
Época 2	5,26aA \pm 1,23 (2,10 \leq μ \leq 8,41)	8,96aA \pm 1,83 (4,47 \leq μ \leq 13,45)	8,12aA \pm 2,1 (2,98 \leq μ \leq 13,26)	7,55A \pm 1,05 (5,35 \leq μ \leq 9,75)
Geral Ambiente	12,16a \pm 6,29 (LIN \leq μ \leq 25,86)	7,67a \pm 1,11 (5,28 \leq μ \leq 10,07)	9,53a \pm 1,45 (6,39 \leq μ \leq 12,67)	9,73 \pm 2,05 (5,58 \leq μ \leq 13,88)
Dureza total (mg/L de CaCO ₃)				
Época 1	43,57aA \pm 7,91 (24,21 \leq μ \leq 62,93)	70,24aA \pm 10,14 (45,44 \leq μ \leq 95,04)	48,76aA \pm 16,43 (8,57 \leq μ \leq 88,95)	54,19A \pm 7,08 (39,41 \leq μ \leq 68,97)
Época 2	41,00aA \pm 11,63 (11,11 \leq μ \leq 70,89)	65,24aA \pm 17,81 (21,65 \leq μ \leq 108,83)	53,81aA \pm 18,06 (9,63 \leq μ \leq 97,99)	53,97A \pm 9,32 (34,47 \leq μ \leq 73,46)
Geral Ambiente	42,38b \pm 6,56 (28,10 \leq μ \leq 56,67)	67,74a \pm 9,87 (46,42 \leq μ \leq 89,06)	51,29ab \pm 11,75 (25,91 \leq μ \leq 76,66)	54,08 \pm 5,74 (42,48 \leq μ \leq 65,68)
Condutividade elétrica (μ S/cm)				
Época 1	89,14bA \pm 21,2 (37,26 \leq μ \leq 141,02)	165,61aA \pm 24,73 (105,09 \leq μ \leq 226,13)	96,41abA \pm 34,18 (12,78 \leq μ \leq 180,05)	117,06B \pm 16,80 (82,01 \leq μ \leq 152,10)
Época 2	90,56bA \pm 23,81 (29,35 \leq μ \leq 151,76)	199,15aA \pm 35,8 (111,54 \leq μ \leq 286,76)	101,82abA \pm 36,64 (12,16 \leq μ \leq 191,47)	132,51A \pm 21,49 (87,53 \leq μ \leq 177,48)
Geral Ambiente	89,80b \pm 15,17 (56,75 \leq μ \leq 122,84)	182,38a \pm 21,42 (136,11 \leq μ \leq 228,64)	99,12b \pm 24,08 (47,09 \leq μ \leq 151,14)	124,59 \pm 13,45 (97,42 \leq μ \leq 151,77)
Oxigênio Dissolvido (mg/L de OD)				
Época 1	6,43aA \pm 0,64 (4,87 \leq μ \leq 8)	5,00aA \pm 1,12 (2,25 \leq μ \leq 7,75)	6,08aA \pm 0,80 (4,12 \leq μ \leq 8,04)	5,84A \pm 0,50 (4,79 \leq μ \leq 6,88)
Época 2	6,04aA \pm 0,83 (3,91 \leq μ \leq 8,18)	5,25aA \pm 1,02 (2,76 \leq μ \leq 7,74)	6,61aA \pm 0,53 (5,30 \leq μ \leq 7,92)	5,97A \pm 0,47 (4,99 \leq μ \leq 6,94)
Geral Ambiente	6,25a \pm 0,5 (5,17 \leq μ \leq 7,33)	5,13a \pm 0,73 (3,55 \leq μ \leq 6,70)	6,35a \pm 0,47 (5,33 \leq μ \leq 7,36)	5,90 \pm 0,34 (5,22 \leq μ \leq 6,58)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L de OD)				
Época 1	3,43aA \pm 0,89 (1,25 \leq μ \leq 5,61)	3,41aA \pm 0,73 (1,63 \leq μ \leq 5,20)	2,52aA \pm 0,69 (0,83 \leq μ \leq 4,21)	3,12A \pm 0,44 (2,21 \leq μ \leq 4,03)
Época 2	0,63aB \pm 0,18 (0,17 \leq μ \leq 1,10)	1,32aA \pm 0,72 (LIN \leq μ \leq 3,09)	1,05aA \pm 0,5 (LIN \leq μ \leq 2,27)	1,02B \pm 0,30 (0,39 \leq μ \leq 1,65)
Geral Ambiente	2,14a \pm 0,62 (0,79 \leq μ \leq 3,49)	2,37a \pm 0,57 (1,13 \leq μ \leq 3,6)	1,79a \pm 0,46 (0,80 \leq μ \leq 2,77)	2,10 \pm 0,31 (1,47 \leq μ \leq 2,73)
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L de N)				
Época 1	0,70 aA \pm 0,16 (0,32 \leq μ \leq 1,08)	1,01aA \pm 0,19 (0,55 \leq μ \leq 1,48)	0,86aA \pm 0,2 (0,37 \leq μ \leq 1,34)	0,86A \pm 0,1 (0,64 \leq μ \leq 1,07)

	(conclusão)			
Época 2	0,17 aB ± 0,03 (0,08 ≤ μ ≤ 0,25)	0,33aB ± 0,12 (0,04 ≤ μ ≤ 0,61)	0,26aB ± 0,04 (0,17 ≤ μ ≤ 0,35)	0,26B ± 0,04 (0,16 ≤ μ ≤ 0,35)
Geral Ambiente	0,45a ± 0,11 (0,21 ≤ μ ≤ 0,7)	0,67a ± 0,14 (0,36 ≤ μ ≤ 0,98)	0,56a ± 0,13 (0,28 ≤ μ ≤ 0,83)	0,56 ± 0,07 (0,41 ≤ μ ≤ 0,71)

† Médias seguidas pela mesma letra minúscula (na linha) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras independentes a 5% de probabilidade de erro e médias seguidas pela mesma letra maiúscula (na coluna) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras dependentes a 5% de probabilidade de erro. †LIN = Limite inferior do intervalo de confiança negativo, isto é, sem sentido prático.

A alcalinidade total não possui valores estabelecidos pelas legislações vigentes para a potabilidade da água de consumo humano (BRASIL, 2021; OMS, 2017). Esta variável por sua vez, trata-se de uma propriedade a qual é proveniente da presença de compostos químicos na água, podendo ser mencionados os bicarbonatos, carbonatos e os hidróxidos. Deste modo, a alcalinidade é capaz de promover a neutralização de ácidos e bases, mantendo o pH estável. Além da sua presença natural, esta variável pode sofrer influências antrópicas nos recursos hídricos, como por exemplo, através de chuvas ácidas ou efluentes (USGS, 2018).

Conforme Von Sperling (2014), a alcalinidade não possui importância sanitária, contudo, quando presente em grandes concentrações poderá provocar sabor amargo à água. Nos poços rasos de Caxambu do Sul/SC, Silva et al. (2020) constataram médias entre 6,23 a 12,10 mg/L de CaCO₃ e, em Pelotas/RS os valores se mostraram entre 32,27 a 83,60 (BLANK; VIEIRA, 2014). Schneider et al. (2021) verificaram valores entre 8,00 e 142,00 mg/L de CaCO₃ em diferentes municípios do RS. As águas subterrâneas do Oeste de SC, demonstraram uma alcalinidade total média de 131,8 mg/L de CaCO₃ (FACCO et al., 2019).

Nolasco et al. (2020) ao analisar a água bruta de Almenara/MG verificaram médias entre 10,00 a 12,60 mg/L de CaCO₃. Ferreira e Silva (2019), relatam ter encontrado uma média de 19,80 mg/L de CaCO₃ e, segundo os autores, os valores baixos de alcalinidade associam-se aos resultados obtidos para o pH (ácido) nas águas naturais de Campinas/SP. Normalmente a alcalinidade total se mostra entre 30 a 500 mg/L de CaCO₃ nas águas naturais (BRASIL, 2014).

A dureza total apresentou médias entre 42,38 ± 6,56 a 67,74 ± 9,87 mg/L de CaCO₃ entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Com relação às duas épocas estudadas, esta variável contou com médias de 53,97 ± 9,32 (época 2) e 54,19 ± 7,08 mg/L de CaCO₃ (época 1). Esta variável apresentou diferença significativa entre produtividade leiteira e suinocultura (Geral Ambiente), fator este que se deve ao maior número de observações, ou seja, quando junta-se as duas épocas para cada ambiente, o maior número de observações facilita a rejeição da hipótese nula mesmo quando as diferenças numéricas não são maiores (Tabela 2).

Schneider et al. (2020) ao avaliarem a qualidade da água de propriedades rurais carentes de sistema de tratamento de água em Taquaruçu do Sul/RS, quantificaram valores para a dureza total entre 29,00 a 87,33 mg/L de CaCO₃. Schneider et al. (2021) verificaram como valor mínimo 13,00 mg/L de CaCO₃ e máximo de 75,80 mg/L de CaCO₃ para a variável em municípios do RS. Em Pelotas/RS foram verificados valores entre 38,00 a 107,67 mg/L de CaCO₃ (BLANK; VIEIRA, 2014). O presente estudo corroborou com os resultados encontrados em Caxambu do Sul/SC, em que foram verificadas médias entre 38,90 a 61,5 mg/L de CaCO₃ (SILVA et al., 2020).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) estabelece 300 mg/L de CaCO₃ como valor máximo permitido para a dureza total em águas de consumo humano e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) consideram 500 mg/L de CaCO₃ como valor máximo permitido. Em termos de potabilidade, observando as médias encontradas para a dureza total no presente estudo, verifica-se que todos os usos e ocupação do solo apresentaram valores condizentes com as legislações vigentes.

A condutividade elétrica apresentou média geral de ambiente entre $89,80 \pm 15,17$ a $182,38 \pm 21,42$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, esta variável demonstrou médias entre $117,06 \pm 16,80$ (época 1) a $132,51 \pm 21,49$ (época 2), com valores significativamente superiores na época 2. Pode-se observar que entre as épocas dentro de cada ambiente não houve diferença significativa para a condutividade elétrica. Entretanto, no geral de ambiente houve diferença significativa entre a produtividade leiteira e culturas de época com a suinocultura (Tabela 2).

Embora as legislações vigentes (BRASIL, 2021; OMS, 2017) para a potabilidade da água de consumo humano não apresentem valores de referência à condutividade elétrica, a mesma possui importância de conhecimento. Esta variável contribui com a identificação de recentes contaminações da água através de matéria orgânica (sólidos dissolvidos totais). As médias de condutividade elétrica em recursos hídricos doces se mostram na faixa de valores inferiores a 10 podendo chegar a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (CHAPMAN, 1996; LIBÂNIO, 2010).

Os valores da condutividade elétrica estão relacionados com a salinidade presente na água. Uma salinidade elevada, em torno de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pode indicar contaminação através de efluente de origem doméstica (LIBÂNIO, 2010). Médias entre 61 a 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foram encontradas em poços rasos por Saling et al. (2017), no município de Colinas/RS. Em Caxambu do Sul/SC, a faixa de valores verificados por Silva et al. (2020) para os poços rasos no interior do município foram de 12,10 a 128,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Capp et al. (2012) observaram

médias entre 190,90 a 3.313,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos poços rasos de Anastácio, MS e, os autores comentam que os maiores valores estão associados a presença de cloreto detectada na água.

O parâmetro OD apresentou concentrações entre $5,13 \pm 0,73$ a $6,35 \pm 0,47$ mg/L entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, o OD apresentou médias de $5,84 \pm 0,50$ (época 1) a $5,97 \pm 0,47$ mg/L (época 2). Não foram constatadas diferenças entre os ambientes em cada época estudada, bem como, não houve diferença nas concentrações entre médias do geral de ambiente (Tabela 2).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017), não dispõem de valores referência estabelecidos para o OD das águas de consumo humano. Contudo, legislações como a CONAMA nº 357/2005 alterada pela CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) estabelecem que o OD não deve se mostrar inferior a 6,0 mg/L para as águas de classe 1 doces. Deste modo, somente as águas provenientes da produtividade leiteira e das culturas de época se enquadrariam como Classe 1.

O presente estudo corrobora com os resultados encontrados por Galvan et al. (2020), em que os autores verificaram médias entre 5,40 a 12,50 mg/L, deste modo sendo as águas classificadas como Classe 1 e Classe 2 de acordo com a CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011). O OD é relativo à temperatura, presença de sais e pressão atmosférica e, por este motivo, sua variação ocorre em períodos de tempo de 24 h e de acordo com a sazonalidade (EMBRAPA, [20--]). Valores entre 0 e 9,90 mg/L foram observados para poços no Nordeste do Brasil (HORA et al., 2021). Para os poços rasos de Pelotas/RS o OD se mostrou entre 5,27 a 7,80 mg/L (BLANK; VIEIRA, 2014).

A DBO mostrou média geral entre $1,79 \pm 0,46$ a $2,37 \pm 0,57$ mg/L entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, a DBO apresentou médias de $1,02 \pm 0,30$ (época 2) a $3,12 \pm 0,44$ mg/L (época 1). Esta variável apresentou diferença significativa entre as épocas somente para o uso e ocupação do solo na produtividade leiteira, e também entre épocas no geral (Tabela 2).

A variável DBO apresenta a mesma situação do OD, em que não há valores de referências estabelecidos nas legislações que tratam sobre a potabilidade da água destinada ao consumo humano (BRASIL, 2021; OMS, 2017). A CONAMA nº 357/2005 alterada pela CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) recomenda concentrações de DBO de até 3 mg/L para as águas de Classe 1 doces. Conforme as concentrações obtidas no presente estudo, percebe-se que para a produtividade leiteira e suinocultura, na época 1, os valores de DBO apresentaram-se superiores ao recomendado para a Classe 1.

O presente estudo corroborou com os dados obtidos por Schneider et al. (2021), sendo observadas médias entre 0,10 a 3,90 mg/L para poços rasos situados no RS. Em Vitória da Conquista, BA, os valores de DBO das águas subterrâneas se mostraram elevados atingindo 20,10 mg/L (DOURADO et al., 2018). A DBO é uma variável que demonstra grande importância durante a caracterização da água, visto que ela indica a poluição do recurso hídrico através de matéria orgânica (VON SPERLING, 2014).

Em se tratando do Nitrogênio Total *Kjedahl* (NTK), este se mostrou na faixa de concentrações entre $0,45 \pm 0,11$ a $0,67 \pm 0,14$ mg/L entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, o NTK apresentou médias de $0,26 \pm 0,04$ (época 2) a $0,86 \pm 0,1$ mg/L (época 1). Esta variável diferiu entre as épocas, sendo verificadas concentrações significativamente superiores na época 1, dentro de cada ambiente e no geral (Tabela 2).

As legislações de potabilidade da água (BRASIL, 2021; OMS, 2017) não possuem valores estabelecidos para esta variável. O NTK consiste no somatório da amônia livre juntamente com o nitrogênio orgânico, estando presente nos efluentes domésticos (ABES, 2009). Sua presença nos efluentes de origem doméstica deve-se a ureia encontrada na urina (ABES, 2009; ETTER et al., 2011), assim, as águas podem demonstrar a alteração de sua qualidade devido a presença destes compostos (FERREIRA et al., 2019).

Tabela 3 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de variáveis físicas em amostras de água sob diferentes usos e ocupações

Ambiente/Época	Produtividade Leiteira	Suinocultura	Culturas de época	Geral Época
(continua)				
Temperatura (°C)				
Época 1	21,21aA [†] \pm 0,75 (19,37 \leq μ \leq 23,06)	20,96aB \pm 0,59 (19,51 \leq μ \leq 22,41)	21,43aA \pm 0,6 (19,96 \leq μ \leq 22,9)	21,20B \pm 0,36 (20,45 \leq μ \leq 21,95)
Época 2	21,75aA \pm 0,57 (20,28 \leq μ \leq 23,22)	22,86aA \pm 0,53 (21,56 \leq μ \leq 24,16)	22,86aA \pm 0,59 (21,40 \leq μ \leq 24,31)	22,53A \pm 0,33 (21,83 \leq μ \leq 23,22)
Geral Ambiente	21,46a \pm 0,47 (20,43 \leq μ \leq 22,49)	21,91a \pm 0,46 (20,9 \leq μ \leq 22,91)	22,14a \pm 0,45 (21,17 \leq μ \leq 23,12)	21,85 \pm 0,26 (21,31 \leq μ \leq 22,38)
Turbidez (UNT)				
Época 1	6,41aA \pm 4,29 (LIN [‡] \leq μ \leq 16,92)	3,28aA \pm 1,34 (LIN \leq μ \leq 6,57)	1,08aB \pm 0,34 (0,25 \leq μ \leq 1,92)	3,59A \pm 1,51 (0,45 \leq μ \leq 6,74)
Época 2	4,52aA \pm 2,06 (LIN \leq μ \leq 9,82)	0,90aA \pm 0,38 (LIN \leq μ \leq 1,82)	2,38aA \pm 0,74 (0,57 \leq μ \leq 4,18)	2,50A \pm 0,72 (0,99 \leq μ \leq 4,02)
Geral Ambiente	5,54a \pm 2,42 (0,27 \leq μ \leq 10,81)	2,09a \pm 0,75 (0,47 \leq μ \leq 3,71)	1,73a \pm 0,43 (0,80 \leq μ \leq 2,66)	3,06 \pm 0,84 (1,36 \leq μ \leq 4,77)
Cor aparente (uH)				
Época 1	0 [£]	0 [£]	0 [£]	0 [£]
Época 2	1,00 \pm 0,00 (1,00 \leq μ \leq 1,00)	0,94 \pm 0,06 (0,79 \leq μ \leq 1,09)	3,71 \pm 2,71 (LIN \leq μ \leq 10,36)	1,93 \pm 0,95 (LIN \leq μ \leq 3,92)
Geral Ambiente	0,46b \pm 0,14 (0,15 \leq μ \leq 0,78)	0,47b \pm 0,13 (0,18 \leq μ \leq 0,76)	1,86a \pm 1,4 (LIN \leq μ \leq 4,89)	0,94 \pm 0,48 (LIN \leq μ \leq 1,92)

(conclusão)

	Sólidos totais (mg/L)			
Época 1	385,71aA ± 62,89 (231,83 ≤ μ ≤ 539,6)	287,86aA ± 68,92 (119,22 ≤ μ ≤ 456,5)	389,29aA ± 99,48 (145,86 ≤ μ ≤ 632,71)	354,29A ± 44,39 (261,69 ≤ μ ≤ 446,89)
Época 2	354,17aA ± 69,55 (175,38 ≤ μ ≤ 532,95)	335,71aA ± 46,62 (221,65 ≤ μ ≤ 449,78)	285,71aA ± 38,66 (191,12 ≤ μ ≤ 380,31)	323,75A ± 28,83 (263,41 ≤ μ ≤ 384,09)
Geral Ambiente	371,15a ± 44,9 (273,33 ≤ μ ≤ 468,98)	311,79a ± 40,52 (224,25 ≤ μ ≤ 399,32)	337,50a ± 53,25 (222,47 ≤ μ ≤ 452,53)	339,39 ± 26,52 (285,80 ≤ μ ≤ 392,98)

† Médias seguidas pela mesma letra minúscula (na linha) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras independentes a 5% de probabilidade de erro e médias seguidas pela mesma letra maiúscula (na coluna) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras dependentes a 5% de probabilidade de erro. ‡ Condição em que todas as observações foram zero. † LIN = Limite inferior do intervalo de confiança negativo, isto é, sem sentido prático.

A temperatura apresentou concentrações médias de $21,46 \pm 0,47$ a $22,14 \pm 0,45$ °C entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, esta variável contou com médias de $21,20 \pm 0,36$ (época 2) a $22,53 \pm 0,33$ °C (época 1). Verificou-se que a temperatura apresentou diferença significativa para a suinocultura e no geral entre as duas épocas estudadas. Os demais usos e ocupação do solo não apresentaram diferença significativa entre épocas e ambiente estudados (Tabela 3).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) não fazem menção a valores máximos permitidos para esta variável, porém quando apresentada em elevadas temperaturas, a água pode sofrer rejeição pelos seus consumidores. Normalmente as águas brasileiras apresentam temperaturas médias entre 20 a 30 °C, com exceção da região sul, durante os meses de inverno, a qual apresenta temperaturas inferiores (BRASIL, 2006). Assim, verifica-se que as amostras de águas apresentaram temperaturas condizentes com a sazonalidade.

Em Pelotas/RS a temperatura da água de poços rasos se apresentou entre 22,67 e 23,34 °C entre os meses de março a maio (BLANK; VIEIRA, 2018). Nos poços rasos de Caxambu do Sul/SC foram aferidos valores de temperatura entre 22,10 a 25 °C nos meses de setembro a outubro (SILVA et al., 2020). Coelho et al. (2017) aferiram médias para a temperatura das águas entre 29 e 29,8 °C em São Luís/MA. Na caracterização da potabilidade da água subterrânea de poços na Bahia, os valores médios para a temperatura foram de 23,3 a 24,2°C durante os meses de janeiro a julho (DOURADO et al., 2018). Seben et al. (2021b) constataram médias de 19,04 °C para o mês de maio e 22,42 °C para o mês de novembro no RS.

Para a Turbidez os valores médios variaram de $1,73 \pm 0,43$ a $5,54 \pm 2,42$ UNT entre os três diferentes usos e ocupação do solo (Tabela 3). Com relação às duas épocas estudadas, a referida variável contou com concentração média entre $2,50 \pm 0,72$ (época 2) a $3,59 \pm 1,51$

UNT (época 1). A turbidez apresentou diferença entre as épocas para o uso e ocupação do solo sob culturas de época.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e a diretriz da OMS (OMS, 2017) possuem como valor máximo permitido para a turbidez 5 UNT. Levando-se em consideração a legislação nacional e internacional mencionadas, verifica-se que para o uso e ocupação do solo através da produtividade leiteira ocorreram médias acima dos valores estabelecidos pelas legislações vigentes (época 1), afetando a média geral de ambiente. Este fator pode estar associado à precipitação pluviométrica que ocorreu em algumas propriedades rurais estudadas sob este uso e ocupação do solo, o que certamente influenciou nos valores obtidos para a variável.

Médias de turbidez entre 0 a 1,93 UNT foram quantificadas nas amostras de água coletadas em poços rasos de Pelotas/RS (BLANK; VIEIRA, 2014). Para as águas de Caxambu do Sul/SC todos os poços rasos apresentaram valor de 0 (zero) UNT (SILVA et al., 2020). Os resultados do presente estudo corroboram com Seben et al. (2021b), em que os autores ao avaliar águas de nascentes no RS quantificaram valores de turbidez entre 2,05 a 14,28 UNT, deste modo, também verificando valores divergentes com as legislações para potabilidade da água. Por sua vez Schneider et al. (2021) detectaram a presença de 0,10 a 36,30 UNT para os poços rasos de municípios do RS.

A Cor aparente apresentou médias entre $0,46 \pm 0,14$ a $1,86 \pm 1,4$ uH entre os diferentes usos e ocupação do solo (Tabela 3). Para as duas épocas estudadas os valores apresentaram médias de concentrações entre 0 (época 1) a $1,93 \pm 0,95$ uH (época 2). Devido à presença de valores zerados para muitos casos, realizou-se uma chamada para tal na Tabela 3 (€), pois uma vez sem variabilidade, não há como calcular os limites do intervalo de confiança.

A cor na água é decorrente dos sólidos dissolvidos e parcela da turbidez (VON SPERLING, 2014). Para as águas de poços rasos no RS foram encontrados valores entre 20 a 95,97 uH (SALING et al., 2017), < LOD (menor que o limite de detecção do método) a 458,74 uH (SCHNEIDER et al., 2021) e médias entre 18 a 60 uH (LAZAROTTO et al., 2020). Valores de cor aparente entre 9,70 a 67,8 uH foram verificadas em águas subterrâneas em municípios da BA (DOURADO et al., 2018). Águas de nascentes com o uso e ocupação do solo sob suinocultura e culturas de soja apresentaram médias de 36,41 e 12,50 uH respectivamente (SEBEN et al., 2021b).

Para fins de potabilidade da água de consumo humano, a Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) estabelecem como valor máximo

permitido para esta variável 15 uH. Deste modo, todos os usos e ocupação do solo nas diferentes épocas analisadas apresentaram médias de acordo com os valores estabelecidos pela legislação nacional e internacional, estando aptas ao consumo humano em termos de coloração.

Os sólidos dissolvidos totais apresentaram médias entre $311,79 \pm 40,52$ a $371,15 \pm 44,9$ mg/L entre os três diferentes usos e ocupação do solo estudados (Tabela 3). Em se tratando das duas épocas analisadas, tal variável apresentou médias de $323,75 \pm 28,83$ (época 2) a $354,29 \pm 44,39$ mg/L (época 1). Através da análise estatística dos dados foi possível inferir que a variável não apresentou diferença significativa entre as médias do geral de ambiente quanto para as épocas estudadas, ou seja, não diferiu-se em nenhuma das situações (Tabela 3).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) menciona como valor máximo permitido para os sólidos totais de 500 mg/L. De acordo com as diretrizes da OMS (OMS, 2017) a presença de sólidos dissolvidos na água usada para o consumo humano não é preocupante, deste modo, recomendam-se valores inferiores a 600 mg/L. Em sendo assim, as médias encontradas no presente estudo mostraram-se de acordo com as legislações vigentes para potabilidade da água em termos de sólidos totais dissolvidos.

Conforme Facco et al. (2019) maiores quantidades de sólidos dissolvidos totais contribuem com a alteração dos valores da turbidez da água, conferindo qualidade estética a água (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). Dourado *et al.* (2018) quantificaram médias de 0 a 0,50 mg/L de sólidos totais nas águas subterrâneas de Vitória da Conquista/BA. Em análise de poços domésticos rurais no Arquipélago de Marajó/PA, o valor médio encontrado para os sólidos dissolvidos totais foi de 19,08 mg/L (SIMÕES; MORALES; BICHARA, 2020), considerado baixo em relação ao presente estudo.

O ferro total mostrou concentrações médias $0,50 \pm 0,11$ a $0,74 \pm 0,28$ mg/L entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, o ferro total mostrou médias de $0,39 \pm 0,1$ (época 1) a $0,88 \pm 0,19$ mg/L (época 2). Quanto à análise estatística o ferro total diferiu significativamente entre épocas para o uso e ocupação do solo através da suinocultura e, no geral de época, sendo as maiores médias verificadas na época 2 (Tabela 4).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e a OMS/2017 estabelecem como valor máximo permitido para a variável ferro total a concentração de 0,3 mg/L, não ultrapassando 2,40 mg/L. Deste modo, todos os usos e ocupação do solo, nas diferentes épocas coletadas, apresentaram-se condizentes com a legislação nacional prevista para a potabilidade da água de consumo humano.

Tabela 4 – Média ± erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de elementos químicos em amostras de água sob diferentes usos e ocupações

Ambiente/Época	Produtividade leiteira	Suinocultura	Culturas de época	Geral Época
Ferro total (mg/L de Fe)				
Época 1	0,55aA [†] ± 0,26 (LIN [†] ≤ μ ≤ 1,18)	0,27aB ± 0,11 (0,01 ≤ μ ≤ 0,52)	0,36aA ± 0,1 (0,11 ≤ μ ≤ 0,62)	0,39B ± 0,1 (0,19 ≤ μ ≤ 0,6)
Época 2	0,78aA ± 0,16 (0,38 ≤ μ ≤ 1,19)	0,74aA ± 0,14 (0,39 ≤ μ ≤ 1,08)	1,11aA ± 0,52 (LIN ≤ μ ≤ 2,38)	0,88A ± 0,19 (0,49 ≤ μ ≤ 1,28)
Geral Ambiente	0,66a ± 0,15 (0,32 ≤ μ ≤ 0,99)	0,50a ± 0,11 (0,27 ≤ μ ≤ 0,73)	0,74a ± 0,28 (0,14 ≤ μ ≤ 1,33)	0,63 ± 0,11 (0,41 ≤ μ ≤ 0,85)
Fósforo total (mg/L de P)				
Época 1	0,06aA ± 0,04 (LIN ≤ μ ≤ 0,16)	0,05aA ± 0,05 (LIN ≤ μ ≤ 0,17)	0,16a ± 0,11 (LIN ≤ μ ≤ 0,43)	0,09A ± 0,04 (0,00 ≤ μ ≤ 0,18)
Época 2	0,04aA ± 0,02 (LIN ≤ μ ≤ 0,1)	0,13aA ± 0,09 (LIN ≤ μ ≤ 0,36)	0 [‡]	0,06A ± 0,03 (LIN ≤ μ ≤ 0,13)
Geral Ambiente	0,05a ± 0,02 (0,00 ≤ μ ≤ 0,10)	0,09a ± 0,05 (LIN ≤ μ ≤ 0,2)	0,08a ± 0,06 (LIN ≤ μ ≤ 0,20)	0,07 ± 0,03 (0,02 ≤ μ ≤ 0,13)
Fluoreto (mg/L de F ⁻)				
Época 1	0,34aA ± 0,06 (0,19 ≤ μ ≤ 0,49)	0,43aA ± 0,06 (0,27 ≤ μ ≤ 0,59)	0,39aA ± 0,06 (0,24 ≤ μ ≤ 0,53)	0,38A ± 0,03 (0,31 ≤ μ ≤ 0,46)
Época 2	0,28aA ± 0,02 (0,22 ≤ μ ≤ 0,34)	0,33aA ± 0,03 (0,27 ≤ μ ≤ 0,39)	0,32aA ± 0,04 (0,22 ≤ μ ≤ 0,42)	0,31A ± 0,02 (0,27 ≤ μ ≤ 0,35)
Geral Ambiente	0,31a ± 0,03 (0,23 ≤ μ ≤ 0,39)	0,38a ± 0,04 (0,30 ≤ μ ≤ 0,46)	0,35a ± 0,04 (0,27 ≤ μ ≤ 0,43)	0,35 ± 0,02 (0,31 ≤ μ ≤ 0,39)
Amônia total (mg/L de N-NH ₃)				
Época 1	0,32aA ± 0,07 (0,15 ≤ μ ≤ 0,5)	0,44aA ± 0,07 (0,27 ≤ μ ≤ 0,6)	0,31aA ± 0,04 (0,22 ≤ μ ≤ 0,4)	0,36A ± 0,04 (0,28 ≤ μ ≤ 0,43)
Época 2	0,09abB ± 0,02 (0,05 ≤ μ ≤ 0,14)	0,09aB ± 0,01 (0,07 ≤ μ ≤ 0,11)	0,07bB ± 0,01 (0,05 ≤ μ ≤ 0,08)	0,08 B ± 0,01 (0,07 ≤ μ ≤ 0,1)
Geral Ambiente	0,22a ± 0,05 (0,11 ≤ μ ≤ 0,33)	0,27a ± 0,06 (0,14 ≤ μ ≤ 0,39)	0,19a ± 0,04 (0,1 ≤ μ ≤ 0,27)	0,22 ± 0,03 (0,17 ≤ μ ≤ 0,28)
Nitrato (mg/L de N-NO ₃ ⁻)				
Época 1	0,02ab ± 0,01 (0,01 ≤ μ ≤ 0,02)	0,03a ± 0,01 (0,01 ≤ μ ≤ 0,04)	0,01b ± 0,00 (0,01 ≤ μ ≤ 0,01)	0,02 ± 0,01 (0,01 ≤ μ ≤ 0,02)
Época 2	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]
Geral Ambiente	0,010a ± 0,00 (0,00 ≤ μ ≤ 0,02)	0,013a ± 0,00 (0,00 ≤ μ ≤ 0,02)	0,005a ± 0,00 (0,00 ≤ μ ≤ 0,01)	0,01 ± 0,00 (0,01 ≤ μ ≤ 0,01)
Nitrito (mg/L de N-NO ₂ ⁻)				
Época 1	0 [‡]	0 [‡]	0,05 ± 0,05 (LIN ≤ μ ≤ 0,19)	0,02 ± 0,02 (LIN ≤ μ ≤ 0,06)
Época 2	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]
Geral Ambiente	0 [‡]	0 [‡]	0,03 ± 0,03 (LIN ≤ μ ≤ 0,09)	0,01 ± 0,01 (LIN ≤ μ ≤ 0,03)
Manganês (mg/L de Mn)				
Época 1	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]	0 [‡]
Época 2	0,01a ± 0,01 (LIN ≤ μ ≤ 0,05)	0,02a ± 0,02 (LIN ≤ μ ≤ 0,06)	0 [‡]	0,01 ± 0,01 (0,00 ≤ μ ≤ 0,03)
Geral Ambiente	0,01a ± 0,01 (LIN ≤ μ ≤ 0,02)	0,01a ± 0,01 (LIN ≤ μ ≤ 0,03)	0 [‡]	0,01 ± 0,00 (0,00 ≤ μ ≤ 0,01)
Nitrogênio Total (mg/L de N)				
Época 1	0,71aA ± 0,16 (0,33 ≤ μ ≤ 1,1)	1,04aA ± 0,19 (0,58 ≤ μ ≤ 1,5)	0,87aA ± 0,2 (0,38 ≤ μ ≤ 1,35)	0,87A ± 0,1 (0,66 ≤ μ ≤ 1,09)
Época 2	0,17aB ± 0,03 (0,08 ≤ μ ≤ 0,25)	0,33aB ± 0,12 (0,04 ≤ μ ≤ 0,61)	0,26aB ± 0,04 (0,17 ≤ μ ≤ 0,35)	0,26B ± 0,04 (0,16 ≤ μ ≤ 0,35)

	(conclusão)			
Geral Ambiente	0,46a ± 0,11 (0,21 ≤ μ ≤ 0,71)	0,68a ± 0,15 (0,37 ≤ μ ≤ 1)	0,56a ± 0,13 (0,29 ≤ μ ≤ 0,84)	0,57 ± 0,07 (0,42 ≤ μ ≤ 0,72)

† Médias seguidas pela mesma letra minúscula (na linha) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras independentes a 5% de probabilidade de erro e médias seguidas pela mesma letra maiúscula (na coluna) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras dependentes a 5% de probabilidade de erro. ‡ Condição em que todas as observações foram zero. † LIN = Limite inferior do intervalo de confiança negativo, isto é, sem sentido prático.

Lazarotto et al. (2020) encontraram médias para o ferro total, na maioria dos meses amostrados, em desacordo com a legislação definida para as águas de consumo no município de Caiçara/RS. Por outro lado, valores entre < LOD a 2,10 mg/L foram constatados por Schneider et al. (2021) e médias entre 0,35 a 0,76 mg/L foram verificadas por Seben et al. (2021b) em diferentes municípios gaúchos, colaborando com o presente estudo.

A presença de ferro total na água pode estar associada a diferentes fatores, como por exemplo, a minerais que possuem a capacidade de liberar ferro em solução, sedimentos e a geologia do local (PICANÇO; LOPES; SOUZA, 2002). Quando em concentrações ideais nas águas naturais, o ferro total não provoca danos à saúde, contudo ele pode levar a problemas estéticos, como por exemplo, provocar manchas nos vasos sanitários e nas roupas (BRASIL, 2006).

Para o fósforo total foram encontradas concentrações médias de 0,05 ± 0,02 a 0,09 ± 0,05 mg/L de P entre os três diferentes usos e ocupação do solo (geral de ambientes). Com relação às duas épocas estudadas, esta variável apresentou médias entre 0,06 ± 0,03 (época 2) e 0,09 ± 0,04 mg/L de P (época 1). O fósforo total não apresentou diferença entre as épocas e nem entre os usos e ocupação do solo, do mesmo modo a avaliação geral entre épocas e entre ambientes não apresentaram diferença (Tabela 4).

O fósforo total não possui valor máximo permitido estabelecido na Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021), assim como as diretrizes na OMS (OMS/2017) também não mencionam valores recomendados. O fósforo que chega até os recursos hídricos é proveniente de rochas fosfatadas, as quais liberam este composto ao ambiente através do intemperismo, processos de erosão natural ou pelas atividades antrópicas (SPELLMAN, 2003 apud EMÍDIO, 2012).

O fósforo total apresentou variação entre 0,01 a 0,71 mg/L de P no município de Agudo/RS, em que o mesmo não demonstrou diferença entre as épocas estudadas. Esta variável está relacionada à fração sólida, deste modo a sua ocorrência nas águas pode estar associada aos aspectos construtivos das fontes de água, visto que locais com proteção inferiores

possuem uma maior probabilidade de receber influências e material do meio externo (RHEINHEIMER et al., 2010).

O fluoreto contou com concentrações médias entre $0,31 \pm 0,03$ a $0,38 \pm 0,04$ mg/L de F^- entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Entre as duas épocas estudadas, a variável apresentou médias entre $0,31 \pm 0,02$ (época 2) a $0,38 \pm 0,03$ mg/L de F^- (época 1). O fluoreto não diferiu entre as épocas e nem entre os usos e ocupação do solo (Tabela 4).

A Portaria nº GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) estabelecem como valor máximo permitido para o fluoreto nas águas de consumo humano 1,50 mg/L de F^- . Analisando as médias encontradas para os diferentes usos e ocupação do solo entre as diferentes épocas, verifica-se que todos os valores se encontram de acordo com as legislações vigentes para potabilidade da água em termos de concentração de fluoreto.

Trabalhos na literatura mostram que foram verificados valores entre $< LOD$ a 1,20 mg/L de F^- (SCHNEIDER et al., 2021) e 0,02 a 0,22 mg/L de F^- (SALING et al., 2017) em águas de poços rasos no RS. Os teores recomendados pela legislação contribuem com a saúde do homem, evitando problemas dentários como a fluorose ocasionada pelo excesso de fluoreto na água (FRAZÃO; PERES; CURY, 2011). Os autores ressaltam que quando presente nas concentrações apropriadas a variável fluoreto evita a cárie dentária.

As concentrações encontradas para a amônia total variaram de $0,19 \pm 0,04$ a $0,27 \pm 0,06$ mg/L de N-NH₃ no geral de ambientes, não diferindo estatisticamente (Tabela 4). Para as diferentes épocas em que as águas foram caracterizadas, esta variável apresentou concentrações de $0,08 \pm 0,01$ (época 2) a $0,36 \pm 0,04$ mg/L de N-NH₃ (época 1), sendo que os menores valores foram observados em todos os usos e ocupação do solo na época 2. A amônia total apresentou diferença significativa entre épocas, sendo significativamente superiores na época 1, e apresentou diferença significativa entre os ambientes e dentro dos ambientes na época 2.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021), estabelece para esta variável VMP de 1,20 mg/L de N-NH₃ e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) apresentam como VMP de 3 mg/L de N-NH₃. Desta forma, quanto a presença de amônia na água, todos os poços rasos estudados sob os diferentes usos e ocupação do solo se mostraram de acordo com as legislações vigentes.

Lazarotto et al. (2020) encontraram valores médios para a amônia entre 0,10 a 0,50 mg/L de N-NH₃ em poços rasos no município de Caiçara/RS. Segundo os autores, a maior concentração de amônia total na água foi verificada durante o mês que apresentou maior

precipitação pluviométrica, em que possivelmente houve o carreamento da amônia pelo solo atingindo o recurso hídrico. No Nordeste brasileiro foram caracterizadas águas de consumo humano contendo concentrações entre 0 a 0,71 mg/L de N-NH₃ de amônia total (HORA et al., 2021).

O Nitrato apresentou médias entre $0,005 \pm 0,00$ a $0,013 \pm 0,00$ mg/L de N-NO₃⁻ para o geral de ambiente, ou seja, entre os três diferentes usos e ocupação do solo. Para as diferentes épocas, o nitrato apresentou médias entre 0 (zero) (época 2) a $0,02 \pm 0,01$ (época 1) mg/L de N-NO₃⁻, podendo ser observado na Tabela 4. A variável apresentou diferença significativa entre ambientes na época 1, sendo significativamente superior no uso e ocupação do solo na suinocultura em relação as culturas de época.

Os valores médios verificados para o nitrato no presente estudo se mostraram condizentes com as diretrizes para a qualidade da água de consumo humano estabelecidas pela Portaria nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e a OMS (OMS, 2017), as quais estabelecem como 10 mg/L de N-NO₃⁻. Deste modo, os consumidores de tais águas não se mostram susceptíveis a metemoglobinemia, doença esta que é provocada por excesso de nitrato na água o qual é convertido a nitrito pelo organismo humano (BRASIL, 2006).

Saling et al. (2017) e Lazarotto et al. (2020) relatam valores entre 0,33 a 11,11 mg/L de N-NO₃⁻ e 1,00 a 10,4 mg/L de N-NO₃⁻, respectivamente, para águas de consumo humano no RS. Hora et al. (2021) verificaram médias semelhantes as quais variaram de 1,50 a 15,60 mg/L de N-NO₃⁻ para as águas de comunidades quilombolas no Nordeste do Brasil. Seben et al. (2021b) encontraram concentrações de 0,89 mg/L de N-NO₃⁻ para cultivo de soja e 2,53 mg/L de N-NO₃⁻ para águas próximas a suinocultura. Em águas da zona rural da China, foram encontradas concentrações de $15,7 \pm 14,4$ a $27,1 \pm 21,10$ mg/L de N-NO₃⁻ durante os anos de 2015 a 2018 (YU et al., 2020).

As concentrações de nitrito nas amostras de água analisadas nos poços rasos apresentaram médias entre 0 a $0,03 \pm 0,03$ mg/L de N-NO₂⁻ entre os diferentes usos e ocupação do solo. O nitrito não pode ser comparado estatisticamente, visto que, os dois ambientes estudados não apresentaram sua ocorrência (Tabela 4).

Em se tratando da legislação para potabilidade da água, a Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) define para o nitrito o valor máximo permitido para as águas de consumo humano de 1 mg/L, contudo, as diretrizes da OMS (OMS/2017) estabelecem para esta variável o valor máximo de 3 mg/L. Em assim sendo, em termos de presença de nitrito na água todos os usos e ocupação do solo nas diferentes épocas analisadas se mostraram de acordo com ambas as legislações mencionadas.

A presente pesquisa corroborou com os resultados verificados por Schneider et al. (2021) em poços rasos situados em diferentes municípios do RS, cujo os valores encontrados variaram de $< \text{LOD}$ a 0,9 mg/L de N-NO_2^- , por Saling *et al.* (2017), em que os autores mencionam uma variação de médias entre valores não detectados (ND) a 0,01 mg/L de N-NO_2^- , e Lazarotto *et al.* (2020) que observaram valores na faixa de 0,01 a 0,05 mg/L de N-NO_2^- .

Para águas de consumo humano localizadas em propriedades rurais com presença de suinocultura, Seben et al. (2021b) relatam 0 mg/L de N-NO_2^- para usos do solo através de suinocultura enquanto que para culturas de soja o valor foi de 0,01 mg/L de N-NO_2^- em nascentes no RS. Hora et al. (2021) relatam valores similares, os quais variaram de entre 0 a 0,34 mg/L de N-NO_2^- para a região Nordeste do Brasil. Ressalta-se a importância de o nitrito se apresentar em baixas concentrações, visto que, quando ingerido em altas concentrações de modo direto, pode provocar a metemoglobinemia no indivíduo (BRASIL, 2006).

O Nitrogênio total apresentou média geral de ambientes entre $0,46 \pm 0,11$ a $0,68 \pm 0,15$ mg/L de N. Com relação as diferentes épocas estudadas, as médias estiveram entre $0,26 \pm 0,04$ (época 2) a $0,87 \pm 0,1$ mg/L de N (época 1) (Tabela 4). A variável apresentou diferença significativa entre as épocas estudadas em todos os usos e ocupação do solo, contanto com concentrações superiores na época 1.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) não estabelecem valores máximos permitidos para esta variável, contudo, as legislações mencionam valores apenas para as diferentes formas de nitrogênio como a amônia, nitrito e nitrato, conforme já descritos no presente estudo.

A presença de nitrogênio se deve a aspectos naturais e antropogênicos como a aplicação de fertilizantes, esgotos e dejetos de animais (USGS, 2018). Para as águas superficiais do Rio Siriri/SE, as médias confirmam valores entre 0,96 a 2,42 mg/L de N (GONÇALVES, 2016). Para águas superficiais na China, verificou-se uma variação de 0,40 a 15,20 mg/L de N em águas paradas e 0,60 a 11,60 mg/L de N para águas de fluxo (XU et al., 2014). Comumente os maiores valores de nitrogênio total são verificados em locais onde ocorre a presença e aplicação de fertilizantes químicos e dejetos, deste modo, sua distribuição no espaço possui influência do uso e ocupação do solo (ALMASRI; JUDEH; SHADEED, 2020).

O Manganês apresentou média geral entre os três usos e ocupação do solo de 0,00 a $0,01 \pm 0,01$ mg/L de Mn. As médias verificadas nas diferentes épocas analisadas foram de 0,00 a $0,01 \pm 0,01$ mg/L de Mn (Tabela 4). Para a época 1, todas as concentrações verificadas

nos diferentes usos e ocupação do solo para esta variável foram zero, assim como para o uso e ocupação do solo através de culturas de época na época 2, deste modo, houve apenas a comparação estatística entre suinocultura e produtividade leiteira para a época 2, em que não foi obtida diferença significativa entre estes usos.

Para o manganês a Portaria nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS/2021) fazem referência ao valor máximo permitido de 0,1 e 0,4 mg/L de Mn respectivamente. Tendo por base a legislação nacional e internacional mencionada, percebe-se que em termos de presença de manganês na água todos os usos e ocupação do solo entre as duas épocas analisadas apresentaram valores médios condizentes a potabilidade da água para consumo humano.

De acordo com a OMS, o manganês quando presente nas águas em concentrações superiores a 0,1 mg/L de Mn pode provocar gosto, manchar vasos sanitários e roupas. Além disso, ainda pode ocasionar acúmulos na rede de água através de um precipitado (OMS, 2017). Valores para o manganês presentes em água de Santarém/AM apresentaram médias entre 0,0041 a 0,0112 mg/L de Mn na estação seca e 0,0044 a 0,0119 mg/L de Mn na estação chuvosa (MESCHEDE et al., 2018), semelhante com os resultados do presente estudo. A presença do manganês acima dos limites estabelecidos pela OMS foi verificada em águas de consumo de humano e animal no Egito e na Líbia (ABDOU et al., 2016).

Com relação às variáveis microbiológicas, verificou-se a presença de coliformes totais e da bactéria *Escherichia coli* em todos os poços rasos analisados, na época 1 e na época 2 sob os diferentes usos e ocupação do solo (Tabela 5). Para os coliformes totais, as médias encontradas entre os ambientes foram de $1196 \pm 452,08$ a $5579,29 \pm 1219,43$ NMP/100 mL. Para as duas épocas avaliadas as médias se mostraram entre $2491,33 \pm 560,03$ a $4059 \pm 1001,12$ NMP/100 mL. Os coliformes totais não diferiram significativamente na época 1 entre ambientes, contudo apresentaram diferença na época 2. Houve diferença significativa entre a média geral de ambiente com valores superiores observados na suinocultura quando comparados à produtividade leiteira.

Com relação à *Escherichia coli*, as médias entre o geral de ambiente se mostraram entre $9,14 \pm 5,06$ a $116,36 \pm 76,75$ NMP/100 mL; já para o geral das diferentes épocas constatou-se médias entre $29,71 \pm 11,68$ (época 1) a $87,4 \pm 55,01$ NMP/100mL. Esta variável não apresentou diferença significativa para o geral de ambiente, dentro dos ambientes e para as épocas avaliadas na pesquisa (Tabela 5).

Tabela 5 – Média \pm erro padrão e intervalo de confiança de 95% para a média (entre parênteses) de microrganismos em amostras de água sob diferentes usos e ocupação do solo

Ambiente/ Época	Produtividade Leiteira	Suinocultura	Produção de grãos	Geral Época
<i>Coliformes Totais (NMP/100 mL)</i>				
Época 1	1805,43aA [†] \pm 776,9 (LIN [‡] $\leq\mu\leq$ 3706,44)	3274,29aA \pm 1220,11 (288,79 $\leq\mu\leq$ 6259,78)	2394,29aA \pm 928,44 (122,48 $\leq\mu\leq$ 4666,09)	2491,33A \pm 560,03 (1323,12 $\leq\mu\leq$ 3659,54)
Época 2	485cA \pm 173,1 (40,02 $\leq\mu\leq$ 929,98)	7884,29aA \pm 1784,39 (3518,03 $\leq\mu\leq$ 12250,54)	3297,14bA \pm 1225,62 (298,15 $\leq\mu\leq$ 6296,14)	4059,00A \pm 1001,12 (1963,63 $\leq\mu\leq$ 6154,37)
Geral Ambiente	1196b \pm 452,08 (211,01 $\leq\mu\leq$ 2180,99)	5579,29a \pm 1219,43 (2944,86 $\leq\mu\leq$ 8213,71)	2845,71ab \pm 749,17 (1227,24 $\leq\mu\leq$ 4464,19)	3256,05 \pm 572,63 (2098,73 $\leq\mu\leq$ 4413,37)
<i>Escherichia coli (NMP/100 mL)</i>				
Época 1	24,29aA \pm 24,29 (LIN $\leq\mu\leq$ 83,71)	52,29aA \pm 23,26 (LIN $\leq\mu\leq$ 109,21)	12,57aA \pm 9,66 (LIN $\leq\mu\leq$ 36,2)	29,71A \pm 11,68 (5,36 $\leq\mu\leq$ 54,07)
Época 2	74,17aA \pm 40,42 (LIN $\leq\mu\leq$ 178,08)	180,43aA \pm 153,67 (LIN $\leq\mu\leq$ 556,45)	5,71aA \pm 3,69 (LIN $\leq\mu\leq$ 14,74)	87,4A \pm 55,01 (LIN $\leq\mu\leq$ 202,53)
Geral Ambiente	47,31a \pm 22,9 (LIN $\leq\mu\leq$ 97,21)	116,36a \pm 76,75 (LIN $\leq\mu\leq$ 282,16)	9,14a \pm 5,06 (LIN $\leq\mu\leq$ 20,07)	57,85 \pm 27,51 (2,26 $\leq\mu\leq$ 113,45)

[†] Médias seguidas pela mesma letra minúscula (na linha) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras independentes a 5% de probabilidade de erro e médias seguidas pela mesma letra maiúscula (na coluna) não diferem estatisticamente entre si pelo teste t para amostras dependentes a 5% de probabilidade de erro. [‡] LIN = Limite inferior do intervalo de confiança negativo, isto é, sem sentido prático.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 e a OMS/2017 estabelecem como valor máximo permitido tanto para os coliformes totais quanto para a *Escherichia coli* a ausência das bactérias em 100 ml de amostra de água. Contudo, os poços rasos analisados apresentaram valores para coliformes totais e para *Escherichia coli*. Deste modo, as variáveis microbiológicas analisadas se mostraram em desacordo com a legislação vigente para potabilidade da água de consumo humano.

A presença da contaminação microbiológica pode ser associada às características hidrosanitárias e conservação apresentada no entorno dos poços, as quais foram abordadas na análise macroscópica realizada para cada ponto de coleta no Capítulo 1 do presente estudo. Os aspectos construtivos de poços rasos também influenciam nos resultados que são encontrados para as variáveis de qualidade da água (CECCONELLO; CENTENO; LEANDRO, 2020).

O presente estudo corroborou com a pesquisa de Saling et al. (2017), em que os autores detectaram a presença de coliformes fecais e *Escherichia coli* em todos os poços rasos analisados no município de Colinas/RS, sendo que a qualidade da água também foi associada com o grau de preservação apresentada pelos poços rasos. Silva et al. (2020) analisou seis poços rasos na zona rural do município de Caxambu do Sul/SC e detectaram a presença tanto de coliformes totais quanto *Escherichia coli* em cinco poços rasos do total analisado.

Schneider et al. (2021) ao analisar a qualidade da água de 15 poços rasos em diferentes municípios do RS, constataram que em todos estes a presença de coliformes totais e, em 14

poços, a presença de *Escherichia coli* Na análise da sanidade ambiental de 12 propriedades rurais da região Noroeste do RS, Rosa et al. (2019) também encontraram a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* em águas de consumo humano. Os autores concluem que tal fato pode ser resultado de contaminações ocasionadas pelo esgotamento doméstico e métodos de manejo dos dejetos provenientes da suinocultura e bovinocultura.

4.3.2 Contaminantes ambientais emergentes

Como resultados obtidos para a presença de contaminantes ambientais emergentes nas águas dos poços rasos estudados, constatou-se a presença de princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos nas duas épocas de monitoramento (época 1 e 2) nos três diferentes usos e ocupação do solo (produção leiteira, culturas de época e suinocultura), conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1- Número de amostras de água com contaminantes ambientais emergentes e intervalo de concentrações encontradas para os princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos nos diferentes usos e ocupação do solo

(continua)

Contaminantes ambientais emergentes	Produtividade leiteira		Culturas de época		Suinocultura	
	Nº Amostras	Intervalo (µg/L)	Nº Amostras	Intervalo (µg/L)	Nº Amostras	Intervalo (µg/L)
Época 1: Princípios ativos de fármacos						
Cafeína	1	0,020	4	< LOQ-0,063	2	0,050
Sulfametoxazol	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Lincomicina	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Época 1: Ingredientes ativos de agrotóxicos						
2,4-D	7	<LOQ-0,046	7	0,021-0,051	7	0,029-0,047
Atrazina	-	n.d	1	< LOQ	3	< LOQ
Clomazona	-	n.d	2	< LOQ	-	n.d
Clorantraniliprole	-	n.d	-	n.d	1	0,014
Clotianidina	3	< LOQ	-	n.d	2	< LOQ
Diuron	-	n.d	1	< LOQ	1	< LOQ
Imidacloprido	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Metalaxil	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Epoxiconazol	1	< LOQ	-	n.d	-	n.d
Metoxifenozida	1	0,022	-	n.d	-	n.d
Saflufenacil	-	n.d	-	n.d	-	n.d

(conclusão
)

Simazina	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Quincloraque	1	0,032	-	n.d	-	n.d
Tebuconazol	-	n.d	-	n.d	1	< LOQ
Época 2: Princípios ativos de fármacos						
Cafeína	2	0,161-0,766	3	0,028-0,161	3	0,028-0,085
Sulfametoxazol	1	< LOQ	-	n.d	-	n.d
Lincomicina	-	n.d	-	n.d	1	0,054
Época 2: Ingredientes ativos de agrotóxicos						
2,4-D	6	<LOQ-0,045	7	< LOQ-0,065	7	<LOQ- 0,048
Atrazina	-	n.d	-	n.d	2	< LOQ
Clomazona	1	0,025	-	n.d	-	n.d
Clorantraniliprole	-	n.d	1	< LOQ	1	< LOQ
Clotianidina	3	<LOQ - 0,021	2	< LOQ	3	<LOQ-0,032
Diurom	1	< LOQ	-	n.d	-	n.d
Imidacloprido	2	< LOQ	2	< LOQ	1	0,059
Metalaxil	1	0,041	-	n.d	-	n.d
Epoxiconazol	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Metoxifenozida	*	*	*	*	*	*
Saflufenacil	-	n.d	-	n.d	1	< LOQ
Simazina	-	n.d	-	n.d	2	<LOQ-0,025
Quincloraque	-	n.d	-	n.d	-	n.d
Tebuconazol	-	n.d	-	n.d	-	n.d

< LOQ = menor que o limite de quantificação do método; n.d = não detectado; “ - ” = não foram detectados valores para os princípios e ingredientes ativos; * = não foi analisado na época.

4.3.2.1 Princípios ativos de fármacos

Na época 1 foi constatada a presença da cafeína na água dos três usos e ocupação do solo. Este princípio ativo foi verificado em uma amostra de água proveniente do uso e ocupação do solo através da produtividade leiteira (0,020 µg/L), em quatro amostras de água provenientes do uso do solo através de culturas de época (<LOQ – 0,063 µg/L) e duas amostras de água oriundas de propriedades suinícolas (0,050 µg/L) (Quadro 1). Os princípios ativos dos fármacos sulfametoxazol e lincomicina não foram detectados nas amostras de água avaliadas nesta época.

Para a época 2 houve a ocorrência de princípios ativos de cafeína, sulfametoxazol e lincomicina. A presença de cafeína foi verificada nos três usos e ocupação do solo, sendo que para a produtividade leiteira este princípio ativo se fez presente em duas propriedades rurais amostradas (duas repetições), contando com valores de 0,161 e 0,766 µg/L. Para as amostras de água das propriedades rurais com predominância de culturas de época e suinocultura verificou-se a presença deste princípio ativo em três repetições de cada uso e ocupação do solo, as quais apresentaram concentrações entre 0,028 a 0,161 µg/L e 0,028 a 0,085 µg/L, respectivamente (Quadro 1).

O sulfametoxazol na época 1 não foi detectado em nenhum dos usos e ocupação do solo caracterizados. Para a época 2, este ingrediente ativo foi < LOQ (menor que o limite de quantificação do método) para o uso e ocupação do solo através da produtividade leiteira (Quadro 1). Nos demais usos e ocupação do solo as concentrações para o sulfametoxazol não foram detectadas nas amostras de água estudadas.

A lincomicina não foi detectada nas amostras de água na época 1. Entretanto, na época 2 este princípio ativo foi detectado apenas no uso e ocupação do solo através de suinocultura e sua presença ocorreu somente em uma repetição na concentração de 0,054 µg/L (Quadro 1).

A cafeína constitui o grupo dos contaminantes emergentes, pertencente a classe das metilxantinas e apresentando estrutura molecular 1,3,7-trimetilxantina (CANELA et al., 2014). Ela é considerada um dos psicoativos mais utilizados no planeta (COLIN-BENOIT et al., 2017), sendo verificada no meio natural em espécies vegetais (KOREKAR; KUMAR; UGALE, 2020) e nos medicamentos do tipo analgésicos, antigripais, estimulantes, antialérgicos e em suplementos alimentares (COLIN-BENOIT et al., 2017). O composto químico não possui valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e pelas diretrizes da OMS (OMS, 2017).

O princípio ativo da cafeína possui meia-vida rápida no organismo (4 a 5 h), sendo que aproximadamente 3% do total ingerido é excretado pela urina (DOEPKER et al., 2016). Devido ao seu constante uso, a cafeína tem sido encontrada nos recursos hídricos (KOREKAR; KUMAR; UGALE, 2020). No Brasil, a mesma se mostrou presente em diferentes Unidades da Federação, estando incluso o Estado do RS com médias entre 0,122 a 2,769 µg/L (CANELA, 2014).

Concentrações de cafeína entre 121 a 144 µg/L foram verificadas em águas superficiais, em que esta foi caracterizada como um indicador de contaminação por esgoto doméstico em Ponta Grossa/PR (SILVA, 2016). Em outros estados brasileiros as concentrações médias detectadas na água foram entre 0,127 a 0,174 µg/L para Campinas/SP

(MONTAGNER; JARDIM, 2011), 0,047 a 0,160 $\mu\text{g/L}$ em Teresópolis/RJ (GONÇALVES, 2008), sendo similares as concentrações encontradas no presente estudo. Já nos Estados Unidos da América foram verificadas médias entre 0,0016 a 0,224 $\mu\text{g/L}$ (WANG et al., 2011).

O sulfametoxazol consiste em um antibiótico pertencente ao grupo das sulfonamidas (KOLPIN et al., 2002) e no seu uso em animais (HOFF, 2008) atua no tratamento de infecções respiratórias e intestinais, normalmente ocorrendo a sua associação com a trimetropina (BARROS, 2016). As sulfonamidas e demais antibióticos são utilizados principalmente para tratamento da mastite de bovinos (COSTA, 1999 apud HOFF, 2008).

A administração do sulfametoxazol também é realizada por humanos em casos de infecção urinária, prostatite, diarreia bacteriana e pneumocistose. Este fármaco associado a trimetropina constitui um dos medicamentos considerados essenciais para a saúde de acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2020). Este princípio ativo não se encontra mencionado nas legislações para potabilidade da água de consumo humano, Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e diretrizes da OMS (OMS, 2017).

O princípio ativo sulfametoxazol foi detectado em efluentes em estudo conduzido por Batista et al. (2021) nos municípios de Foz do Iguaçu e Matelândia/PR com concentrações de 0,05 e 0,084 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Em águas subterrâneas localizadas na Alemanha a presença deste princípio ativo também foi constatada (SACHER et al., 2001), assim como foram verificadas em águas superficiais no país cujo as concentrações foram de 0,03 a 0,085 $\mu\text{g/L}$ (HARTING; STORM; JEKEL, 1999). Nos Estados Unidos da América as médias ficaram entre 0,006 a 0,15 $\mu\text{g/L}$ para águas naturais (KOLPPIN et al., 2002).

O princípio ativo lincomicina constitui-se de um antimicrobiano administrado para a saúde humana, em que seu uso é indicado para tratar infecções ocasionadas por microrganismos Gram-positivos aeróbios e patógenos anaeróbios. A lincomicina também é um antibiótico administrado para animais do setor pecuário (KHALEDI et al., 2021), e seus resíduos podem ser verificados nas fezes e urina destes, pois o seu processo de absorção nos organismos não ocorre de modo completo e, por ventura, podem alcançar os recursos hídricos (PHAC, 2018 apud KHALEDI et al., 2021).

A lincomicina costumava ser inserida na alimentação animal, através da ração, como melhorador do desempenho dos animais. Contudo, este princípio ativo foi proibido no ano de 2020, através da Instrução Normativa nº 1, de 13 de janeiro de 2020 a qual em seu Art. 1º menciona: “Proibir, em todo território nacional, a importação, a fabricação, a comercialização e o uso de aditivos melhoradores de desempenho que contenham os antimicrobianos tilosina,

lincomicina, e tiamulina, classificados como importantes na medicina humana” (BRASIL, 2020).

Na legislação brasileira e internacional de potabilidade da água de consumo humano, Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e diretrizes da OMS/2017 (OMS/2017), não são estabelecidos valores máximos permitidos para este princípio ativo. Em assim sendo, seus valores não puderam ser comparados com valores referência estabelecidos.

De acordo com Focazio et al. (2008) nos Estados Unidos da América, detectou-se a presença de antibióticos humanos e veterinários em fontes naturais de água potável, contudo a lincomicina não foi detectada nas 73 fontes analisadas. Na Holanda, amostras de água subterrâneas em localidades com pecuária intensiva contaram com a presença da lincomicina acima do LOD, todavia somente uma amostra do total de 10 analisadas se mostrou acima do LOQ, correspondendo à concentração de 0,0025 µg/L (KIVITS, 2018). Cabe ressaltar que os resultados encontrados no presente estudo sob os diferentes usos e ocupação do solo corroboraram com os trabalhos mencionados anteriormente.

4.3.2.2 Ingredientes ativos de agrotóxicos

Com relação aos ingredientes ativos de agrotóxicos, estes tiveram sua presença constatada na época 1 e época 2 nos três diferentes usos e ocupação do solo (Quadro 1). Foram encontradas a presença dos seguintes ingredientes ativos: 2,4-D; atrazina; clorantranileprole; clomazona; clotianidina; diurom; imidacloprido; metalaxil; saflufenacil; simazina; epoxiconazol; metoxifenoazida; quincloraque e tebuconazol.

Para a produtividade leiteira na época 1 o 2,4-D (Ácido 2,4- diclorofenoxiacético) apresentou concentrações entre < LOQ a 0,046 µg/L, havendo sua ocorrência nas sete repetições analisadas (Quadro 1). Já para a época 2 deste mesmo uso e ocupação do solo, as concentrações se mostraram entre < LOQ a 0,045 µg/L podendo ser verificada sua presença em apenas seis repetições. Nas culturas de época o 2,4-D contou com médias de 0,021 a 0,051 µg/L (época 1) e < LOQ a 0,065 µg/L (época 2). Ressalta-se que em ambos os usos e ocupação do solo sua presença foi constatada nas sete repetições analisadas. A suinocultura apresentou concentrações de 2,4-D de 0,029 a 0,047 µg/L (época 1) e < LOQ a 0,048 µg/L (época 2), sendo verificada nas sete repetições das águas coletadas para este uso e ocupação do solo.

O 2,4-D é solúvel em água (25°C) e possui meia vida na água de 7,5 dias sendo muito utilizado na agricultura moderna (CASTRO, 2010), tratando-se de um composto tóxico e

transportável facilmente (NETO; FROEHNER; MACHADO, 2012). É caracterizado como um herbicida seletivo utilizado para controlar plantas daninhas no cultivo do milho, soja, trigo, arroz, aveia, sorgo, cevada, café e cana-de-açúcar (ANVISA, [20--]).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) indicam 30 µg/L como valor máximo permitido para o 2,4-D em águas destinadas ao consumo humano. Deste modo, todas as concentrações deste ingrediente ativo detectadas nas amostras de água do presente estudo se encontram dentro dos padrões da legislação nacional e internacional estando aptas ao consumo humano.

O herbicida 2,4-D possui médio potencial para contaminação de águas superficiais (CABRERA, 2008), visto que é facilmente carregado pelas águas provenientes de fenômenos de precipitação pluviométrica alcançando desta forma os recursos hídricos (MILHOME et al., 2009). Concentrações entre 0,062 a 0,207 µg/L foram detectadas em águas superficiais na Espanha (RODIL et al., 2012). Quanto as águas subterrâneas, Sun et al. (2020) comentam que as concentrações detectadas nestas águas, normalmente estão na faixa de 0,010 a 0,014 µg/L de 2,4-D. Estes autores destacam que, de modo geral, as águas subterrâneas apresentam valores inferiores às encontradas nas águas superficiais.

A atrazina para a época 1 e 2 na produtividade leiteira não foi detectada nas amostras de água caracterizadas (Quadro 1). Para as culturas de época foram observadas concentrações <LOQ na época 1 em uma repetição, sendo que nas demais repetições não foram detectadas. Para a época 2 neste uso e ocupação do solo, tal ingrediente ativo não foi detectado pelo método de análise utilizado. Quanto a suinocultura, em três repetições de água analisada (época 1) as concentrações detectadas foram < LOQ utilizado e o restante das repetições não foram detectadas nas águas. Já na época 2 a atrazina apresentou-se < LOQ em duas repetições e as demais repetições não foram detectadas na água de consumo humano das propriedades rurais.

A atrazina é um dos herbicidas mais utilizados atualmente nos cultivos agrícolas (ROSTAMI, 2021), seu uso é de grande necessidade para combater plantas daninhas evitando danos econômicos e de produção aos agricultores (LASSERE et al., 2008). Este ingrediente ativo apresenta sua recomendação principalmente para o uso em culturas de milho (DEHGHAMI; NESSERI; HASHEMI, 2013).

A Portaria de Consolidação GM/MS nº 888/2021 estabelece como valor máximo permitido para a atrazina 2 µg/L (BRASIL, 2021) assim como a diretriz da OMS (OMS, 2017). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabelece 3,00 µg/L como limite máximo para este herbicida nas águas. No presente estudo, todos os usos e ocupação do

solo nas diferentes épocas estudadas apresentaram-se de acordo com as legislações vigentes para a potabilidade da água.

O presente estudo mostrou-se similar aos resultados encontrados por Seben et al. (2021b) em pesquisa realizada com águas de nascentes no Estado do RS, cujo as concentrações foram entre 0,017 a 0,018; 0,024 a 0,055 e < LOQ a 0,016 µg/L, para propriedades rurais com uso e ocupação do solo através de suinocultura, cultura agrícola (soja) e mata nativa, respectivamente. No estudo realizado por Loro et al. (2015) em diferentes sazonalidades, a atrazina apresentou concentração de 4,15 µg/L na estação quente e 2,60 µg/L para a estação fria em ambientes lóticos na Região do Rio Uruguai, no município de Uruguaiana/RS.

O ingrediente ativo clomazona no uso e ocupação do solo de produtividade leiteira não foi detectado para a época 1 nas sete repetições de água analisadas (Quadro 1). Contudo, na época 2, este composto se fez presente em uma repetição, correspondendo a concentração de 0,025 µg/L, sendo que nas demais repetições não foram detectados. Para as culturas de época, foram encontradas em duas repetições (< LOQ) e as demais não foram detectadas (época 1). Entretanto, na época 2, não foi detectado o clomazona em todas as repetições de água coletadas. Na suinocultura não foi detectado este ingrediente ativo nas sete repetições analisadas nas épocas 1 e 2.

O clomazona trata-se de um herbicida muito utilizado no Brasil, em especial no RS e região Sudeste do país (LIPPI *et al.*, 2014) no controle de plantas daninhas principalmente em culturas de arroz e cana-de-açúcar. De acordo com os autores, o ingrediente ativo clomazona possui solubilidade em água, é pouco volátil e devido a constante de Henry correspondente a $4,14 \times 10^{-8}$ atm.m³/mol permanece na coluna de água.

A Portaria de Consolidação GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) não fazem menção a valores máximos permitidos para este herbicida. Concentrações médias para Clomazona em águas naturais no Estado do RS, para os meses de maio e novembro, se mostraram entre 0,162 a 0,189 e 0,156 a 0,141 µg/L, para usos e ocupação do solo de mata nativa e de culturas de época (soja), respectivamente (SEBEN et al., 2021b). Storck (2020) avaliou a concentração de clomazona em águas da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí, encontrando este composto em todas as épocas analisadas (janeiro, junho e setembro) na faixa de 0,178 a 0,237 µg/L. No presente estudo foram encontradas concentrações inferiores de clomazona em relação aos estudos anteriormente referenciados.

O clorantranileprole para a época 1, na produtividade leiteira e culturas de época não foi detectado em nenhuma das repetições nas amostras de água caracterizadas (Quadro 1).

Para a suinocultura foi observada a concentrações de 0,014 µg/L (época 1) em uma das repetições de água, sendo que nas demais repetições não foram detectadas. Para a época 2 na produtividade leiteira tal ingrediente ativo não foi detectado em nenhuma das repetições pelo método de análise utilizado. Quanto as culturas de época e suinocultura, em ambos os usos e ocupação do solo, em apenas uma repetição de água analisada (época 2) as concentrações detectadas foram < LOQ utilizado.

O clorotraniliprole é um inseticida sistêmico utilizado no combate de lagartas que atacam a cultura da soja (MAPA, 2011 apud ARRUE et al., 2014). Este ingrediente ativo apresenta grande atividade inseticida e baixa toxicidade aos mamíferos (LAHM et al., 2004). A Portaria de Consolidação GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017) não fazem menção a valores máximos permitidos para este inseticida.

De acordo com publicação realizada pela CETESB (2019), o clorotraniliprole, nas águas monitoradas apresentou presença moderada, sendo sua toxicidade baixa para os humanos (via oral) e para os organismos que se fazem presentes no meio aquático. Trabalhos também relatam estresse oxidativo em espécimes de peixes, devido à presença deste agrotóxico em águas (CLASEN et al., 2018; SEBEN et al., 2021a).

O ingrediente ativo clotianidina se fez presente em três repetições da produtividade leiteira (< LOQ) e em duas repetições da suinocultura (< LOQ), já na cultura de época este não foi detectado (época 1) (Quadro 1). Para a época 2 este composto foi encontrado em três repetições da produtividade leiteira (< LOQ - 0,021 µg/L) e da suinocultura (< LOQ - 0,032 µg/L) e nas culturas de época foi quantificado em apenas duas repetições (< LOQ).

O clotianidina é um ingrediente ativo de agrotóxico composto por agonistas do receptor da acetilcolina, sendo integrante do grupo neonicotinóides, os quais são responsáveis por provocar hiperexcitação e impulsos de modo contínuo ao sistema nervoso de pragas (WARE; WHITACRE, 2004). Seu uso é indicado para controle de insetos em culturas de soja, milho e algodão, onde atua de modo sistêmico (PONCHO, 2020). Em termos de legislação para potabilidade da água de consumo humano, tanto a Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) quanto às diretrizes da OMS (OMS/2017) não estabelecem valor máximo permitido para este ingrediente ativo.

Os resultados do presente estudo colaboram com Seben et al. (2021b) que detectaram a presença deste inseticida em amostras de água de consumo humano durante duas épocas do ano (maio e novembro) correspondendo às médias 0,053 e 0,029 µg/L respectivamente, para nascentes em proximidade de culturas de soja. Metcalfé et al. (2019) verificaram a presença máxima de 0,740 µg/L em águas subterrâneas no Canadá. No Japão as concentrações

verificadas atingiram 0,01 µg/L de acordo com Kamata, Matsui e Asami (2020), enquanto Wan et al. (2021) constataram valores < LOD (não detectados) para águas em Hanoi/Vietnã.

O diurom na época 1 para a produtividade leiteira não foi detectado pelo método utilizado para todas as repetições amostradas, e na época 2 apresentou concentração < LOQ em apenas uma repetição (Quadro 1). Para as culturas de época e suinocultura, na época 1, uma repetição em ambos os usos e ocupação do solo, apresentaram concentrações < LOQ. Já na época 2 em todas as repetições de água não foram detectados o ingrediente ativo diurom nos usos e ocupação do solo através de culturas de época e suinocultura.

O diurom trata-se de um herbicida (grupo químico feniluréias) de comum uso em culturas de cana-de-açúcar, algodão, citros e café, como meio de controle de plantas consideradas daninhas (WESSELS; VAN DER VEEN, 1956 apud ALBUQUERQUE JÚNIOR; RODRIGUES, 2021). A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece como valor máximo permitido para este ingrediente ativo a concentração de 20 µg/L, na diretriz da OMS (OMS/2017) não foram encontrados valores de referência para este composto. Deste modo, todos os usos e ocupação do solo se mostraram em acordo para este tipo de agrotóxico na água.

Os resultados obtidos para o presente estudo corroboram com a pesquisa realizada para as águas de nascentes do Estado do RS em que foram observadas médias de diurom < LOQ a 0,012 µg/L para os usos e ocupação do solo de mata nativa, plantação de fumo, suinocultura e culturas de soja (SEBEN et al., 2021b). Albuquerque Junior e Rodrigues (2021) concluíram que as maiores concentrações de diurom em corpos hídricos do litoral norte de Pernambuco ocorreram no período seco do ano (0,32 µg/L), visto que no período chuvoso a média apresentada foi menor (0,06 µg/L). No Japão Kamata, Matsui e Asami (2020), detectaram a presença deste ingrediente ativo em 12 fontes de água consideradas como as principais utilizadas para o abastecimento humano.

O imidacloprido na época 1 para todos os usos e ocupação do solo não foi detectado nas amostras de água (Quadro 1). Na época 2 foram observadas concentrações < LOQ para duas repetições na produtividade leiteira e culturas de época. A suinocultura na época 2 apresentou concentrações em apenas uma repetição equivalente a 0,059 µg/L.

Imidacloprido é um inseticida de ação sistêmica, indicado para culturas de batata, feijão, soja, tomate, milho, trigo, dentre outras (IMIDACLOPRID NORTOX, 2021). Este composto constitui-se um neonicotinóide de uso frequente na agricultura, o qual pode sofrer transporte por meio de drenos subterrâneos e atingir os recursos hídricos (MAIN et al., 2014; CAMPBELL et al., 2022). Este ingrediente ativo não possui valores máximos permitidos

tanto na legislação nacional, Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021), quanto na legislação internacional, diretrizes da OMS (OMS, 2017).

Na Califórnia foi detectada a presença de médias de imidacloprido atingindo 41,10 µg/L em amostras de água (MINEAU, 2020). Além disso, estudos relatam a presença deste princípio ativo em águas superficiais e subterrâneas de outros países, como por exemplo, Bangladesch (SUMON et al., 2018), Canadá (STRUGER et al., 2017) e Estados Unidos da América (BRANDFORD; HUSETH; GROVES, 2018). Concentrações similares ao presente estudo foram encontrados para águas de consumo humano brasileiras no Estado do RS (< LOQ a 0,034 µg/L) (SEBEN et al., 2021b).

Na época 1, o metalaxil não foi detectado em todos os usos e ocupação do solo caracterizados, bem como para a época 2 nas culturas de época e suinocultura. Ainda para a época 2 este uso e ocupação do solo foi detectada uma repetição com concentração equivalente a 0,041 µg/L.

O metalaxil pertence ao grupo dos alaninatos (SILVA; FAY; SPESSOTO, 2006), fungicida que possui ação sistêmica e de contato e, pode ser usado em diversas culturas incluindo a soja, milho, pastagens, sorgo, feijão, dentre outras (MAXIM XL, 2021) em diferentes países (YANG et al., 2021). A Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e as diretrizes da OMS (OMS, 2017), não fazem menção a concentrações máximas permitidas para este ingrediente ativo de fungicida nas águas destinadas ao consumo humano.

Conforme publicação realizada pela Companhia Catarinense Águas e Saneamento, o metalaxil foi detectado em águas brutas que chegam a estações de tratamento de água em Santa Catarina (CASAN, 2019). O metalaxil possui potencial de ser lixiviado podendo atingir as águas subterrâneas de acordo com o índice de GUS aplicado para os municípios de Casa Nova e Sento Sé (SILVA et al., 2019).

O epoxiconazol para a produtividade leiteira na época 1 apresentou concentração em apenas uma repetição (< LOQ) e nos demais usos e ocupação do solo não foi detectado este ingrediente ativo, assim como nos usos e ocupação do solo na época 2 (Quadro 1).

O fungicida epoxiconazol é utilizado para controlar pragas foliares em culturas como a soja, milho, cevada, trigo, feijão, dentre outras (VIEIRA et al., 2017). A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece como valor máximo permitido para este ingrediente ativo de 60 µg/L (BRASIL, 2021), contudo, a diretriz da OMS (OMS, 2017) não menciona valores de referência para o fungicida. Em assim sendo, o epoxiconazol se mostrou em acordo a legislação brasileira de potabilidade da água de consumo humano.

Vieira et al. (2017) encontraram a presença de epoxiconazol em municípios do sudoeste do Paraná com concentrações entre $< \text{LOQ}$ a $0,04 \mu\text{g/L}$. Conforme os autores a presença deste ingrediente ativo se deu justamente entre o plantio (novembro) e colheita (fevereiro) da cultura da soja, deste modo, justificando o seu aparecimento, estando a presente pesquisa de acordo com os autores mencionados. Da mesma forma, Ribeiro et al. (2013) constataram o epoxiconazol no mês de novembro em área de nascente do Rio São Lourenço, Mato Grosso.

O metoxifenoazida para a produtividade leiteira na época 1 apresentou uma repetição com concentração de $0,022 \mu\text{g/L}$, sendo que para as culturas de época e suinocultura em todas não foram detectadas (Quadro 1). Na época 2, em todos os usos e ocupação do solo não foram analisados quanto a presença deste ingrediente ativo.

O ingrediente ativo metoxifenoazida é um inseticida pertencente ao grupo químico diacilhidrazina (IBAMA, 2019), utilizado em culturas de milho, soja, maçã, feijão, algodão, tomate e trigo (INTREPID 240 SC, 2019). A legislação nacional, Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e a diretriz internacional da OMS (OMS, 2017) não mencionam valores padrões para este ingrediente ativo em águas destinadas ao consumo humano. De acordo com Jotsa et al. (2013) o metoxifenoazida pode se mostrar persistente no ambiente e, atualmente existem poucos estudos quanto à presença deste inseticida em águas naturais.

O saflufenacil para todos os usos e ocupação do solo caracterizados, não foi detectado nas amostras de água, com exceção para a suinocultura na época 2 a qual contou com concentração $< \text{LOQ}$ do método utilizado (Quadro 1).

Este agrotóxico é pertencente ao grupo pirimidinodiona, e atua inibindo o protoporfirinogênio IX oxidase (GROSSMANN et al., 2010). O saflufenacil é um herbicida utilizado em escala mundial para promover o controle de plantas consideradas daninhas (VALENÇA et al., 2020), pois aproximadamente 34 % das perdas de rendimento nas culturas decorre devido a presença de espécies daninhas (LI et al., 2017).

Este ingrediente ativo é utilizado para controle de plantas daninhas que apresentam folhas largas em lavouras de arroz, sorgo e milho. Após a sua aplicação, as plantas daninhas sofrem a necrose de seus tecidos e seu crescimento é afetado (GROSSMAN et al., 2011). Na legislação nacional e internacional, Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021) e diretriz da OMS (OMS, 2017), não são estabelecidas referências quanto aos valores máximos permitidos para este ingrediente ativo.

O simazina para todos os usos e ocupação do solo caracterizados, não foi detectado nas amostras de água com exceção de duas repetições na suinocultura para a época 2, as quais obtiveram concentrações de < LOQ a 0,025 µg/L (Quadro 1).

O composto simazina, trata-se de um herbicida utilizado no controle de plantas daninhas em culturas como a do milho, agindo de modo sistêmico. Segundo Myers *et al.* (2022) a contaminação das águas pode ocorrer também através da aplicação de herbicidas (simazina) nas zonas urbanas, o que tem se tornado algo de preocupação ambiental.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece como valor máximo permitido para o simazina a concentração de 2 µg/L (BRASIL, 2021), assim como a diretriz da OMS/2017 (OMS, 2017). Através dos valores referência para este ingrediente ativo, verificou-se que as águas do presente estudo de todos os usos e ocupação do solo, analisados nas diferentes épocas, mostraram-se de acordo com a legislação nacional e internacional para a potabilidade da água de consumo humano.

Segundo Vieira *et al.* (2017), no sudoeste do Paraná amostras de águas avaliadas apresentaram concentrações de simazina entre < LOQ a 0,06 µg/L. Ao analisar as águas de nascentes destinadas ao consumo humano no RS, Seben *et al.* (2021b) constataram a presença do ingrediente ativo simazina nas águas coletadas em proximidade de cultura de soja, sendo detectada a concentração de 0,049 µg/L, concentração esta que também se mostrou em conformidade com a legislação vigente para águas de consumo humano. Na análise de águas da torneira na capital do Vietnã, as amostras apresentaram concentração equivalente a $1,60 \times 10^{-3}$ µg/L (WAN *et al.*, 2020). A presente pesquisa assemelha-se aos resultados encontrados pelos trabalhos anteriormente citados.

Para o quincloraque na produtividade leiteira foi detectada a concentração de 0,032 µg/L em uma repetição na época 1, sendo que na época 2 não foram detectadas concentrações em todos os usos e ocupação do solo nas repetições de água amostradas (Quadro 1).

O ingrediente ativo quincloraque é um herbicida seletivo que atua de modo sistêmico, sendo utilizado principalmente em culturas de arroz irrigado (FACET, 2020). O herbicida quincloraque não se mostra presente na tabela de padrão de potabilidade para agrotóxicos e metabólitos que representam risco a saúde da Portaria GM/MS nº 888/2021 (BRASIL, 2021), assim como também não se faz presente na legislação internacional estabelecida pela OMS (OMS, 2017).

O quincloraque apresenta potencial de contaminação para o solo e recursos hídricos, pois possui persistência e mobilidade (VIDAL; BÁEZ; SALAZAR, 2021). É um composto clorado cujo grupo químico é o ácido quinolinocarboxílico (ALONSO *et al.*, 2019). Sua

persistência se mostrou presente em águas de arrozais (PEREJA et al., 2012), sendo que as concentrações observadas variaram entre 0,270 a 0,520 µg/L no Uruguai (SAUCO *et al.*, 2010). Resgalla Júnior et al. (2007) comentam que residuais de quincloraque foram observados no meio ambiente, em específico na água e espécies vegetais em SC.

O tebuconazol para todos os usos e ocupação do solo caracterizados, não foi detectado nas amostras de água, com exceção para a suinocultura na época 1 a qual contou com concentração < LOQ do método utilizado (Quadro 1).

Tebuconazol é um fungicida utilizado para controlar doenças como a ferrugem em diferentes culturas agindo de modo sistêmico. Seu uso pode ser observado em culturas de frutas (pêssego, figo, goiaba, mamão, maçã e outras), vegetais (cenoura, cebola e outras), milho, soja, cevada, trigo, uva, dentre outras (SUGANTHI et al., 2021; TEBUCONAZOLE, 2022).

A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece como valor máximo permitido para o tebuconazol a concentração de 180 µg/L (BRASIL, 2021), enquanto que a diretriz da OMS (OMS, 2017), não faz menção a este composto. Em assim sendo, o ingrediente ativo tebuconazol nas diferentes propriedades rurais estudadas, se mostrou dentro dos padrões de qualidade da água para consumo humano estabelecidos pela legislação nacional.

Seben *et al.* (2021b) detectaram a presença de tebuconazol em águas de nascentes analisadas em duas épocas do ano (maio e novembro) no Estado do RS, sendo que todos as concentrações observadas se mostraram < LOQ. Na análise da água realizada em cinco municípios do sudoeste do Paraná, Vieira et al. (2017) detectaram concentrações de tebuconazol entre < LOQ a 0,10 µg/L. No Canadá amostras de água de 18 diferentes bacias hidrográficas apresentaram concentrações até 0,018 µg/L (METCALFE et al., 2019).

Conforme Dellamatrice e Monteiro (2014), o correto manejo associado à conscientização dos agricultores contribui com a diminuição dos riscos de contaminação dos recursos hídricos no Brasil.

4.4 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos no presente estudo concluiu-se que os diferentes usos e ocupação do solo não interferiram nas variáveis físicas e químicas da água consideradas pela legislação nacional e internacional, visto que apresentaram concentrações condizentes com a legislação vigente. Contudo, a variável física turbidez que se mostrou alterada para o uso e

ocupação do solo através da produtividade leiteira pode ser associada a precipitação pluviométrica ocorrida no dia anterior a coleta das amostra de água.

Com relação às variáveis microbiológicas, estas foram constatadas nos diferentes usos e ocupação do solo, bem como nas diferentes épocas estudadas, levando a concluir que a localização dos poços rasos de consumo humano, aspectos construtivos e suas condições higiênico sanitárias influenciaram diretamente nos resultados obtidos para esta variáveis.

Foram encontrados princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos nas duas épocas estudadas em todos os usos e ocupação do solo caracterizados (produtividade leiteira, culturas de época e suinocultura). Acredita-se que a presença de tais compostos nos diferentes usos e ocupação do solo se deve pelo fato de que as propriedades rurais apresentavam outras atividades secundárias, além das estudadas, podendo este ter influenciado nos resultados obtidos.

Todas as concentrações de fármacos e agrotóxicos verificadas para os compostos que estão incluídos nas legislações de potabilidade de água para o consumo humano, Portaria GM/MS nº 888/2021 e diretrizes da OMS/2017, mostraram-se de acordo com os valores máximos permitidos estabelecidos pelas legislações vigentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDOU, Khaled Abbas Helmy *et al.* Monitoring the hygienic quality of underground water in different localities in Egypt and Libya. **Journal of Veterinary Medical Research**, [S.l.], v. 23, n. 2, p. 248-252, 2016. Disponível em: https://jvmr.journals.ekb.eg/article_43248_d6f293878c5be1318ab940ad94509012.pdf. Acesso em: 12 mar. 2022.

ALBUQUERQUE JUNIOR, Eden Cavalcanti de; RODRIGUES, Hélio Oliveira dos Santos. Diuron em corpos hídricos da bacia do botafogo, litoral norte de Pernambuco. **Revista de Biotecnologia & Ciência**, Impameri, v. 10, n. 2, p. 29-37, 2021. DOI: 10.31668/rbc.v10i2.12339. Disponível em: <https://www.revista.ueg.br/index.php/biociencia/article/view/12339>. Acesso em: 11 mar. 2022.

ALMASRI, Mohammad; JUDEH, Tariq ; SHADED, Sameer. Identification of the Nitrogen Sources in the Eocene Aquifer Area (Palestine). **Water**, [S.l.], v. 12, n. 2, p. 1121. DOI: 10.3390/W12041121. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/4/1121/htm>. Acesso em: 11 mar. 2022.

ALONSO, Felipe Gimenes *et al.* Distribution and formation of degradation products of 14C-quinclorac in five tropical soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [S.l.], v. 66, n. 11,

p. 1598-1609, 2019. DOI: 10.1080/03650340.2019.1681589. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03650340.2019.1681589?journalCode=gags20>. Acesso em: 15 mar. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Agrotóxicos e Toxicologia**. Monografias de Agrotóxicos. Monografia D27- 2,4-D. Anvisa, [20--]. Disponível em: http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/9587/1/CT_COPAM_2015_2_1.pdf. Acesso em: 13 mar. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA. **Esgoto**. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES, 2009, 428 p. Disponível em: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_2.pdf. Acesso em: 07 mar. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

ARRUÉ, Adriano *et al.* Precipitação artificial após aplicação do inseticida clorantraniliprole associado com adjuvante em plantas de soja. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 12, p. 2118-2123, 2014. DOI: 10.1590/0103-8478cr20120211. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/wRyYGcW7SX4Dtc837jG6kTv/?lang=pt>. Acesso em: 13 mar. 2021.

AYRES, Manuel *et al.* **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas**. 5. ed. Belém: Ong Mamiraua, 2007. 364p.

BARROS, Márcia Andéa Mendel Ferreira de. **Estudo da interação do sulfametoxazol (SMX) em solos de pastagem do município de São João – PE**. 2016. 48 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/17906/1/DISSERTA%20c3%87%20c3%83O%20%28M%20c3%a1rcia%29%20Biblioteca%20Central.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2022.

BATISTA, Andressa Paulinho *et al.* Avaliação da presença de Ciprofloxacino, Sulfametoxazol e Cafeína em água de esgoto de Foz do Iguaçu e Matelândia – PR. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 21374-21385, 2021. DOI: 10.34117/bjdv7n3-040. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/25580>. Acesso em: 13 mar. 2022.

BLANK, Daiane Einhardt; VIEIRA, Juliana Guerra. Caracterização físico-química e microbiológica de água de poços rasos do Bairro Três Vendas, Pelotas – RS. **Veter**, Rio Grande, v. 24, n. 1, p. 2-17, 2014. Disponível em: <http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/7382/1291-17386-1-PB%20%281%29.pdf?sequence=1>. Acesso em: 06 mar. 2022.

BRANFORD, Benjamin Z.; HUSETH, Anders S.; GROVES, Russell L. Widespread detections of neonicotinoid contaminants in central Wisconsin groundwater. **Plos One**, [S.l.],

v. 13, n. 10, e0201753. DOI: 10.1371/journal.pone.0201753. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0201753>. Acesso em: 15 mar. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 1, de 13 de janeiro de 2020**. Brasília, DF: Secretaria da Defesa agropecuária, 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-n-1-de-13-de-janeiro-de-2020-239402385>. Acesso em: 16 mar. 2021.

BRASIL. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS /Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. Brasília: Funasa, 2014, 112 p. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/bitstream/handle/123456789/491/06%20-%20Manual%20de%20controle%20da%20qualidade%20da%20%20c3%a1%20gua%20para%20t%20c3%a9ncnicos%20que%20trabalham%20em%20ETAS%202014.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 07 mar. 2022.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro, 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 07 jan. 2022.

BRASIL. **Relação Nacional de Medicamentos Essenciais: Rename 2020** [recurso eletrônico] / Ministério da Saúde, Secretaria de Ciência, Tecnologia, Inovação e Insumos Estratégicos em Saúde, Departamento de Assistência Farmacêutica e Insumos Estratégicos. 217 p. Brasília : Ministério da Saúde, 2020. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/relacao_medicamentos_rename_2020.pdf. Acesso em: 13 mar. 2022.

BRASIL. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006, 212 p. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf. Acesso em: 07 mar. 2022.

CAMPBELL, Kaitlyn Scam *et al.* Detection of imidacloprid and metabolites in Northern Leopard frog (*Rana pipiens*) brains. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 813, 152424, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152424. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721075021#!>. Acesso em 15 mar. 2022.

CANELLA, Maria Cristina *et al.* **Caféina em águas de abastecimento público no Brasil**. 1. ed. São Carlos: Editora Cubo, 2014. 96 p.

CAPP, Nanci *et al.* Qualidade da água e fatores de contaminação de poços rasos na área urbana de Anastácio (MS). **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S.l.], v. 16, n. 3, 2012. Disponível em: https://tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2022/02/Artigo_Qualidade-da-agua-e-fatores-de-contaminacao-de-pocos.pdf. Acesso em: 06 mar. 2022.

CARLES, Loius *et al.* Potential of preventive bioremediation to reduce environmental contamination by pesticides in an agricultural context: A case study with the herbicide 2,4-D. **Journal of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 405, 125740, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125740. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389421007044>. Acesso em: 14 maio. 2022.

CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa *et al.* Contaminantes emergentes presentes em águas destinadas ao consumo humano: ocorrência, implicações e tecnologias de tratamento. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 6, n. 8, p. 61814-61827, 2020. DOI: 10.34117/bjdv6n8-559. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/15559/12799>. Acesso em: 21 jan. 2022.

CARVALHO, Ana Carla de. **A presença de fármacos e cafeína em água superficial e destinada ao consumo humano**. 2020. 211 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2020. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6143/tde-27012021-150527/publico/CarvalhoACC_DR_O.pdf. Acesso em: 13 mar. 2022.

COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Anexo I: agrotóxicos não monitorados pelo MS e CONAMA e liberados pela ANVISA e pesquisados pelo MPSC em seu relatório**. Santa Catarina: CASAN, 2019. Disponível em: https://www.casan.com.br/ckfinder/userfiles/files/agrotoxicos_defesa.pdf. Acesso em: 15 mar. 2022.

CASTRO, Fernando Delalibera de. **Degradação do Ácido Diclorofenoxiacético (2,4-D) com ozônio eletrogerado**. 2010. 80 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/17324/1/Diss%20Fernando.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2022.

CECCONELLO, Samanta Tolentino; CENTENO, Luana Nunes; LEANDRO Diuliana. Avaliação da qualidade da água subterrânea na zona rural do município de Pelotas, RS. **Revista Thema**, [S.l.] v. 17, n. 1, 2020. DOI: 10.15536/thema.V17.2020.57-73.1558. Disponível em: <https://periodicos.ifsul.edu.br/index.php/thema/article/view/1558>. Acesso em: 07 fev. 2021.

CHAPMAN, Déborah. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** Cambridge: University Press, 1996. p. 59-126. Disponível em:

https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/41850/0419216006_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em 02 mar. 2022.

CLASEN, Bárbara *et al.* Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 626, p. 737-743, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.154. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718301918#!>. Acesso em: 13 mar. 2022.

COELHO, Silvio Carlos *et al.* Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 1, 2017. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/q6YqwDvZ5ctjNMYs3fzD8bg/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 10 fev. 2022.

COLIN-BENOIT, Eugénie *et al.* Intoxication sévère à la caféine traitée par hémodialyse et hémofiltration. **Néphrologie & Thérapeutique**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 183-187, 2017. DOI: 10.1016/j.nephro.2016.10.005. Disponível em:

[COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Diagnóstico da contaminação de águas superficiais, subterrâneas e sedimentos por agrotóxicos.**](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1769725517301098#:~:text=Intoxication%20s%C3%A9v%C3%A8re%20%C3%A0%20la%20caféine%20trait%C3%A9e%20par%20h%C3%A9modialyse%20et%20h%C3%A9modiafiltration%20%2D%20ScienceDirectAcesso em 12 mar. 2022.</p>
</div>
<div data-bbox=)

Relatório Final. São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/03/Relatorio-](https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/03/Relatorio-Agrot%C3%B3xicos_28_11_2019_Conclu%C3%ADdo_PDF-1.pdf)

[Agrot%C3%B3xicos_28_11_2019_Conclu%C3%ADdo_PDF-1.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/03/Relatorio-Agrot%C3%B3xicos_28_11_2019_Conclu%C3%ADdo_PDF-1.pdf). Acesso em: 13 mar. 2022.

DEHGHANI, Mansooreh; NASSERI, Simin; HASHEMI, Hassan. Study of the Bioremediation of Atrazine under Variable Carbon and Nitrogen Sources by Mixed Bacterial Consortium Isolated from Corn Field Soil in Fars Province of Iran. **Journal of Environmental and Public Health**, [S.l.], v. 2013, p.1-6, 2013. Disponível em:

<https://www.hindawi.com/journals/jeph/2013/973165/>. Acesso em: 13 mar. 2022.

DELLAMATRICE, Priscila M.; MONTEIRO, Regina, T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v18n12p1296-1301. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/KTDWxjKS9f6gwG8tYPNMzss/?format=pdf&lang=pt#:~:text=Preocupa%C3%A7%C3%A3o%20maior%20ocorre%20com%20a,reduzir%20os%20n%C3%ADveis%20de%20contamina%C3%A7%C3%A3o>. Acesso em: 14 mar. 2022.

DOURADO, Aline Aguiar *et al.* Qualidade físico-química e microbiológica da água em reservatórios subterrâneos na cidade de Vitória da Conquista-BA para fins de potabilidade.

Revista Águas Subterrâneas, [S.l.], v. 32, n. 2, 2018. DOI: 10.14295/ras.v32i2.29156. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29156>. Acesso em: 06 mar. 2022.

EMBRAPA. **Oxigênio Dissolvido**. Ecoágua. [20--]. Disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/oxigdiss.html>. Acesso em: 21 fev. 2022.

EMBRAPA. **Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019, p. 210. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202069/1/Producao-Animal-Recursos-Hidricos.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2022.

EMÍDIO, Vanessa Joana Gomes. **A problemática do fósforo nas águas para consumo humano e águas residuais e soluções para o seu tratamento**. 2012. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Ambiente) – Universidade do Algarve, Faro, Portugal, 2012. Disponível em: <https://sapiencia.ualg.pt/bitstream/10400.1/3154/1/A%20problem%C3%A1tica%20do%20f%C3%B3foro%20nas%20%C3%A1guas%20para%20consumo%20humano%20e%20%C3%A1guas%20residuais%20.pdf>. Acesso em 09 mar. 2022.

ETTER, Bastian *et al.* Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. **Water Research**, [S.l.], v. 45, n. 2, p. 852-862, 2011. DOI: 10.1016/j.watres.2010.10.007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410007025#!>. Acesso em: 07 mar. 2022.

FACCO, Janete. Qualidade das águas subterrâneas no Oeste de Santa Catarina, Brasil. *In*: AGUILERA, Jorge González; ZUFFO, Alan Mario. **Ciências exatas e da terra e a dimensão adquirida através da evolução tecnológica 2** [recurso eletrônico], Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p. 182-196. ISBN 978-85-7247-473-3. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29156>. Acesso em 06 mar. 2022.

FACET. **Quincloraque**. Basf, 2020. Disponível em: https://www.agrolink.com.br/agrolinkfito/produto/facet_6118.html. Acesso em: 15 mar. 2022.

FERREIRA, Ewson Andrade *et al.* Nitrificação de águas amarela sem leito percolante de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 24, n. 4, p. 675-685, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/Lv3dRgd8HtnqNrx8c4XfHQ/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 07 mar. 2022.

FERREIRA, Rafael Basseto; SILVA, Luiz Vilson. Geoquímica e qualidade de águas naturais de nascentes da região metropolitana de Campinas, São Paulo. *In*: AGUILERA, Jorge González; ZUFFO, Alan Mario. **Ciências exatas e da terra e a dimensão adquirida através da evolução tecnológica 2** [recurso eletrônico], Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p. 124-137. ISBN 978-85-7247-473-3. Disponível em: <https://educapes.capes.gov.br/handle/capes/433308>. Acesso em: 17 fev. 2022.

FOCAZIO, Michael. A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — II) Untreated drinking water sources. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 402, n. 2-3, p. 201-216, 2008. DOI:

10.1016/j.scitotenv.2008.02.021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896970800154X?via%3Dihub>. Acesso em: 16 mar. 2022.

FORTUNATO, Ana Isabel Costa. **Ocorrência de Diclofenac, Ibuprofeno e Paracetamol em águas residuais em Portugal**. 2014. Tese (Mestrado em Segurança Alimentar) – Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. 2014. Disponível em:
<https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/28942/1/Ana%20Fortunato.pdf>. Acesso em 20 fev. 2022.

FRAZÃO, Paulo; PERES, Marcos; CURY, Jaime. Qualidade da água para consumo humano e concentração de fluoreto. **Revista Saúde Pública**, [S.l.], v. 45, n. 5, 2011. DOI: 10.1590/S0034-89102011005000046. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/rsp/a/NxbXBb8VzmXbYB9H5P83TWM/?lang=pt>. Acesso em: 07 mar. 2022.

GALVAN, Kelli Andreiza *et al.* Análise ambiental macroscópica e qualidade da água de nascentes na bacia do Rio São Domingos/SC, Brasil. **Revista Ibero-Americana**, Aracaju, v. 11, n. 1, p. 165-176, 2020. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.001.0016. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/338837870_Analise_ambiental_macroscopica_e_a_qualidade_da_agua_de_nascentes_na_bacia_do_Rio_Sao_DomingosSC_Brasil. Acesso em: 24 fev. 2022.

GOLÇALVES, Amanda de Azevedo *et al.* Concentração de noitrato e nitrogênio total no Rio Siriri em Sergipe em período seco: resultados preliminares. **Embrapa**, [S.l.], p. 76-79, 2016. Disponível em:
<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1040423/concentracoes-de-nitrato-e-nitrogenio-total-no-rio-siriri-em-sergipe-em-periodo-seco-resultados-preliminares>. Acesso em 11 mar. 2022.

GONÇALVES, Eline Simões. **Uso da Cafeína como Indicador de Contaminação por Esgoto Doméstico em Águas Superficiais**. 2008. 90 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2008. Disponível em:
<https://app.uff.br/riuff/handle/1/3603>. Acesso em: 13 mar. 2022.

GROSSMANN, Klaus *et al.* Saflufenacil (Kixor™): Biokinetic Properties and Mechanism of Selectivity of a New Protoporphyrinogen IX Oxidase Inhibiting Herbicide. **Weed Science**, [S.l.], v. 59, n. 3, p. 290-298, 2011. DOI:10.1614/WS-D-10-00179.1. Disponível em:
<https://www.cambridge.org/core/journals/weed-science/article/abs/saflufenacil-kixor-biokinetic-properties-and-mechanism-of-selectivity-of-a-new-protoporphyrinogen-ix-oxidase-inhibiting-herbicide/A240DBBE6F664C1573F740FEA2047B48>. Acesso em: 15 mar. 2022.

GROSSMANN, Klaus *et al.* The herbicide saflufenacil (Kixor™) is a new inhibitor of protoporphyrinogen IX oxidase activity. **Weed Science**, [S.l.], v. 58, n. 1, p. 1-9, 2010. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/weed-science/article/abs/herbicide-saflufenacil-kixor-is-a-new-inhibitor-of-protoporphyrinogen-ix-oxidase-activity/DF7EA687386C61D3ABA61A57A75F2FF1>. Acesso em: 15 mar. 2022.

HARTING, Claudia.; STORN, Thomas; JEKEL, Martin. Detection and identification of sulphonamide drugs in municipal waste water by liquid chromatography coupled with electrospray ionisation tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, [S.l.], v.

854, n. 1-2, p. 163-173. DOI: 10.1016/S0021-9673(99)00378-7. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967399003787#!>. Acesso em 13 mar. 2022.

HELLER, Léo; PÁDUA, Valter Lúcio. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 418 p.

HOFF, Rodrigo. **Análise de resíduos de sulfonamidas em alimentos por eletroforese capilar e espectrometria de massas**. 2008. 134 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2008. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/15825/000691462.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2022.

HORA, Aline Barreto *et al.* Socio-environmental aspects and diseases related to contaminated water in vulnerable communities in the Northeast of Brazil. **Research, Society and Development**, [S.l.], v. 10, n. 10, e458101019044, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i10.19044. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/19044>. Acesso em: 06 mar. 2022.

IMIDACLOPRID NORTOX. 2021. Bula de agrotóxico. Disponível em: https://www.adapar.pr.gov.br/sites/adapar/arquivos_restritos/files/documento/2021-07/imidaclopridnortox.pdf. Acesso em: 15 mar. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **[Portal do] IBGE**. Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil | 2021. Malha digital. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html?=&t=downloads>. Acesso em: 18 jan. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola – Lavoura Temporária**. Rio Grande do Sul. IBGE, 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/pesquisa/14/10193?ano=2010&tipo=grafico&indicador=10388>. Acesso em: 19 mar. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Metoxifenoazida: CAS 161050-58-4**. Perfil Ambiental: IBAMA, 2019. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/agrotoxicos/perfis-ambientais/2019/Perfil%20Ambiental%20-%20Methoxyfenozide%20-%2002_10_2019.pdf. Acesso em: 15 mar. 2022.

INTREPID 240 SC. Metoxifenazida, 2019. Bula de agrotóxico. Disponível em: https://www.corteva.com.br/content/dam/dpagco/corteva/la/br/pt/products/files/Bula_Intrepid_240SC_100418.pdf. Acesso em: 15 mar. 2022.

JOTSA, Antoine Celestin Kengni *et al.* **A pollution river study with decaying data**. 2013. Disponível em: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/44628548/A_pollution_river_study_with_decaying_da20160411-29180-19mj7uf-libre.pdf?1460389065=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DA_pollution_river_study_with_decaying_da.pdf&Expires=1647369601&Signature=L4CULLLUCy8YISGFJa5TnZ3344Le76YAV-

QqNq9eKS2tuSu8YhapV3JZcZEDa5sT5MCKC9sXqSRZ2NodLVzz~VDydpz-n-IURvhkNiz5T vz1cVMHh0numP10wqmB0YwAXranCFgHnhUhCcCHP-sKtWn-efkxD3LRtyGMpZaMs5E7J31UDapYVWLc5EJtw5dK8T2i86ssRBhQNpxC46Ykjnyu5esMhfKvVxf3~aWJvKb9i8aNLx4jRik9tPovEX9Go1QNQiG4LG7ZnO~O27YbH-7mRF7JAhuSFekgtz0vqF3-nnc1TfliyvHgitmG1zLTypCTZefJbxXs3d83qBjBHg__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA. Acesso em: 15 mar. 2022.

KHALEDI, Kharazm. Adsorptive removal of tetracycline and lincomycin from contaminated water using magnetized activated carbon. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S.l.], v. 9, n. 5, 105998, 2021. DOI: 10.1016/j.jece.2021.105998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343721009751#!>. Acesso em: 16 mar. 2022.

KAMATA, Motoyuki; MATSUI, Yoshihiko; ASAMI, Mari. National trends in pesticides in drinking water and water sources in Japan. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 744, 140930, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140930. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720344594>. Acesso em: 15 mar. 2022.

KIVITS, Tano. Presence and fate of veterinary antibiotics in age-dated groundwater in areas with intensive livestock farming. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 241, p. 988-998, 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.05.085. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117342562#fig2>. Acesso em: 16 mar. 2022.

KOERICH, Pamela *et al.* Determinação de contaminantes emergentes no Rio Lontra (Salto do Lontra – Paraná). **Revista Biodiversidade**, [S.l.], v. 20, n. 1, p. 106-121, 2021. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/11960#:~:text=Dos%2018%20f%C3%A1rmacos%20e%20produtos,%2C%20cafe%2C%20carbamazepina%2C%20metilparabeno%2C>. Acesso em: 21 fev. 2022.

KOLPIN, Dana *et al.* Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999–2000: A National Reconnaissance. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 36, n. 2, p. 1202-1211. DOI: 10.1021/es011055j. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es011055j>. Acesso em: 13 mar. 2022.

KOREKAR, Girish; KUMAR, Anupama; UGALE, Chetna. Occurrence, fate, persistence and remediation of caffeine: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 27, n. 3, p. 34715-34733, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-06998-8. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/337821031_Occurrence_fate_persistence_and_remediation_of_caffeine_a_review. Acesso em: 12 mar. 2022.

LASSERRE, Jean-Paul *et al.* Effects of the Endocrine Disruptors Atrazine and PCB 153 on the Protein Expression of MCF-7 Human Cells. **Journal of Proteome Research**, [S.l.], v. 8, n. 12, p. 5485-96, 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/26835132_Effects_of_the_Endocrine_Disruptors_Atrazine_and_PCB_153_on_the_Protein_Expression_of_MCF-7_Human_Cells. Acesso em: 13 mar. 2022.

LAZAROTTO, Dinei Vítor *et al.* Análise da potabilidade da água em poços rasos no município de Caiçara no Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, Santa Maria v. 42, e86, 2020. DOI: 10.5902/2179460X40496. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/40496/html>. Acesso em: 08 fev. 2022.

LAHM, George. Rynaxypyr™: A new insecticidal anthranilic diamide that acts as a potent and selective ryanodine receptor activator. **Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters**, [S.l.], v. 17, n. 22, p. 6274-6279, 2007. DOI: Disponível em: 10.1016/j.bmcl.2007.09.012. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960894X0701044X#!>. Acesso em: 13 mar. 2022.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 496 p.

LIPPI, Ana Maria Ferreti *et al.* Características físico-químicas etoxicológicas do Clomazona. RevInter Revista Intertox de Toxicologia, **Risco Ambiental e Sociedade**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 24-39, 2014. Disponível em: <https://wordpress.ft.unicamp.br/laeg/wp-content/uploads/sites/33/2018/03/Clomazona.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2022.

LI, Zhen-Feng *et al.* Highly specific nanobody against herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid for monitoring of its contamination in environmental water. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 753, 141950, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141950. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720354796>. Acesso em 14 maio. 2022.

LORO, Vânia Lúcia *et al.* Spatial and temporal biomarkers responses of *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894)(Characiformes: Characidae) from the middle rio Uruguai, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 569-576, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ni/a/bdZMPRkd4LtnMmrLvFSfGbt/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 13 mar. 2022.

MAIN, Anson. *et al.* Widespread Use and Frequent Detection of Neonicotinoid Insecticides in Wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. **Plos One**, [S.l.], v. 9, n. 6, e101400. DOI: 10.1371/journal.pone.0101400. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0092821>. Acesso em: 15 mar. 2022.

MAXIM XL. Syngenta, 2021. Bula de agrotóxico. Disponível em: https://www.syngenta.com.br/sites/g/files/zhg256/f/maxim_xl_0.pdf?token=1636395614. Acesso em: 15 mar. 2022.

MESCHEDE, Marina Smidt *et al.* Drinking water quality in schools of the Santarém region, Amazon, Brazil, and health implications for school children. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 13, n. 6, e2218, 2018. DOI: 10.4136/1980-993X. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/328644016_Drinking_water_quality_in_schools_of_the_Santarem_region_Amazon_Brazil_and_health_implications_for_school_children. Acesso em: 06 mar. 2022.

METCALFE, Chris *et al.* Pesticides related to land use in watersheds of the Great Lakes basin. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 648, p. 681-692, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.169. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718331334?via%3Dihub>. Acesso em 15 mar. 2022.

MILHOME, Maria Aparecida Liberato. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, [S.l.], v. 14, n. 3, p. 363-372. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/zSLfBtgKMpx9njsXhKff39t/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 13 mar. 2022.

MINEAU, Pierre. **Neonicotinoids in California: Their Use and Threats to the State's Aquatic Ecosystems and Pollinators, with a Focus on Neonic-Treated Seeds**. 2020. Disponível em: <https://www.nrdc.org/sites/default/files/neonicotinoids-california-20200922.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2022.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Projeções do agronegócio: Brasil 2019/20 a 2029/30 Projeções de Longo Prazo**. Brasília, DF: MAPA, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/ao-completar-160-anos-ministerio-da-agricultura-preve-crescimento-de-27-na-producao-de-graos-do-pais-na-proxima-decada/ProjecoesdoAgronegocio2019_20202029_2030.pdf. Acesso em: 18 mar. 2022.

MONTAGNER, Cassiana; JARDIM, Wilson. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, [S.l.], v. 22, n. 8, p. 1452-1462, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/jbchs/a/SCPLQknHcmQGKk78XdKKXpt/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 13 mar. 2022.

MYERS, Jackie *et al.* Household herbicide use as a source of simazine contamination in urban surface waters. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 299, p. 118868, 2022. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.118868. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122000823#!>. Acesso em: 15 mar. 2022.

NETO, Daniel Macedo; FROEHNER, Sandro; MACHADO, Karina Scurupa. Avaliação do transporte do ácido 2,4-diclorofenoxiacético através de um lisímetro. **Química Nova**, [S.l.], v. 35, n. 9, p. 1809-1813, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/LbyqVqVmtBgwXFTgZYRPGnQ/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 13 mar. 2022.

NOLASCO, Glauco Maciel *et al.* Análise da alcalinidade, cloretos, dureza, temperatura e condutividade em amostras de água do município de Almenara/MG. **Recital: Revista de Educação, Ciência e Tecnologia de Almenara/MG**, Almenara, v. 2, n. 2, p. 52-64, 2020. Disponível em: <http://recital.almenara.ifnmg.edu.br/index.php/recital/article/view/60/53>. Acesso em: 01 mar. 2022.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4. ed. Geneva: OMS, 2017. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>. Acesso em 04 jan. 2022.

PARRON, Lucilia Maria; MUNIZ, Daphne Heloisa de Freitas; PEREIRA, Claudia Mara. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 66 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/57612/1/Doc232ultima-versao.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2022.

PEREJA, Lúcia. Photolytic and photocatalytic degradation of quinclorac in ultrapure and paddy field water: identification of transformation products and pathways. **Chemosphere**, [S.l.], v.87, n. 8, p. 838-844. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.01.016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653512000598?via%3Dihub>. Acesso em 15 mar. 2022.

PETRIE, Bruce *et al.* A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, [S.l.], v. 72, p. 3-27, 2015. DOI: 10.1016/j.watres.2014.08.053. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414006307>. Acesso em: 21 fev. 2022.

PICANÇO, F. E. L.; LOPES, E. C. S.; SOUZA, E. L. de. Fatores responsáveis pela ocorrência de ferro em águas subterrâneas da Região Metropolitana de Belém/PA. *In*: XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais do XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. São Paulo: ABAS, 2002.

PONCHO: clotianidina. Basf, 2020. Bula de agrotóxico. Disponível em: https://documents.basf.com/2a170297cca442e85f9be1d159d10d5aacca8709/PONCHO-Bula_rev03_13.10.2020.pdf. Acesso em: 15 mar. 2022.

RAHIM, Fazli *et al.* A feasibility study for the treatment of 1,2-dichloroethane-contaminated groundwater using reedbed system and assessment of its natural attenuation. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 814, 152799, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152799. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721078785>. Acesso em: 14 maio. 2021.

REGALA JÚNIOR, Charied *et al.* Risk analysis of herbicide quinclorac residues in irrigated rice areas, Santa Catarina, Brazil. **Ecotoxicology**, [S.l.], v. 16, p. 565-571, 2007. DOI: 10.1007/s10646-007-0165-x. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17879160/>. Acesso em: 15 mar. 2022.

RHEINHEIMER, Danilo. Qualidade de águas subterrâneas captadas em fontes em função da presença de proteção física e de sua posição na paisagem. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 948-957, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/pyBqzyT9NwhtDtG6m35mCWc/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 09 mar. 2022.

RIBEIRO, Anna Carolina Araújo. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do Rio São Lourenço-MT: validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. **Química Nova**, [S.l.], v. 36, n. 2, p. 284-290, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/MQdJY8cFTfgHn6trrqZSLPv/?lang=pt>. Acesso em: 15 mar. 2022.

ROCHA, Júlio César; ROSA, André Henrique; CARDOSO, Arnaldo Alves. **Introdução à química ambiental**. 1. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154 p.

RODIL, Rosário *et al.* Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). **Chemosphere**, [S.l.], v. 86, n. 10, p. 1040-1049, 2012. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.11.053. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511013452#b0115>. Acesso em: 13 mar. 2022.

ROSA, Genesio Mario *et al.* Sanidade ambiental em propriedades rurais em doze municípios da região Noroeste do Rio Grande do Sul. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 5, n. 11, p. 27902-27917, 2019. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/5061/4628>. Acesso em: 08 fev. 2022.

ROSTAMI, Saeid *et al.* Current methods and technologies for degradation of atrazine in contaminated soil and water: A review. **Environmental Technology & Innovation**, [S.l.], v. 24, 102019, 2021. DOI: 10.1016/j.eti.2021.102019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186421006672#b22>. Acesso em: 13 mar. 2022.

SACHER, Frank *et al.* Pharmaceuticals in groundwaters: Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. **Journal of Chromatography A**, [S.l.], v. 938, n. 1-2, p. 199-210, 2001. DOI: 10.1016/S0021-9673(01)01266-3. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967301012663>. Acesso em: 13 mar. 2022.

SALING, Caroline *et al.* Avaliação da qualidade da água de poços rasos no município de Colinas – RS. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 21, n. 2, p. 59-64, 2017. Disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/7901>. Acesso em 07 fev. 2022.

SATYAVANI, G *et al.* Toxicity Assessment of Expired Pesticides to Green Algae *Pseudokirchneriella subcapitata*. **International Scholarly Research Notices**, [S.l.], v. 2012, p. 1-10, 2012. DOI: 10.5402/2012/247072. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/isrn/2012/247072/>. Acesso em: 18 mar. 2022.

SAUCO, Sebastián *et al.* Effects of herbicides and freshwater discharge on water chemistry, toxicity and benthos in a Uruguayan sandy beach. **Marine Environmental Research**, [S.l.], v. 70, n. 3-4, p. 300-307, 2010. DOI: 10.1016/j.marenvres.2010.06.002. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113610001005?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mar. 2022.

SCHNEIDER, Silvana Isabel *et al.* Avaliação da Potabilidade da água de consumo humano em Taquaruçu do Sul – RS. In: SILVA, Helenton Carlos da. **Avaliação, Diagnóstico e Solução de Problemas Ambientais e Sanitários 2**, Ponta Grossa, PR: Atena, 2020. p. 29-37. ISBN: 978-65-5706-328-6. DOI: 10.22533/at.ed.286202508. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/post-ebook/3438>. Acesso em: 06 mar. 2021.

SCHNEIDER, Silvana Isabel *et al.* Water quality in individual groundwater supply systems in Southern Brazil. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.43, e65, 2021. DOI: 10.5902/2179460X65195. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/65195>. Acesso em: 07 fev. 2022.

SEBEN, Débora *et al.* Acute Silver Catfish (*Rhamdia quelen*) Exposure to Chlorantraniliprole Insecticide. **Bulletim Environmental Contamination Toxicology**, [S.l.], v. 107, n. 5, 883-888. DOI: 10.1007/s00128-021-03315-3, 2021a. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-021-03315-3>. Acesso em: 19 mar. 2022.

SEBEN, Débora *et al.* Water quality variables and emerging environmental contaminant in water for human consumption in Rio Grande do Sul, Brazil. **Environmental Challenges**, [S.l.], v. 5, 100266, 2021. DOI: 10.1016/j.envc.2021.100266. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010021002456>. Acesso em: 03 mar. 2022b.

SILVA, Celia Maria Maganhotto de Souza; FAY, Elisabeth Francisconi; SPESSOTO, Andrea Maria. **Metalaxil**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. Disponível em: <http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=15682&biblioteca=vazio&busca=15682&qFacets=15682&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>. Acesso em: 15 mar. 2022.

SILVA, Juliana Aparecida da. **Determinação de cafeína em águas superficiais como indicador de contaminação por esgoto doméstico**. 2016. 96 p. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, PR, 2016.

SILVA, Marlon Luiz Neves *et al.* Análise da qualidade de água de poços rasos no interior do município de Caxambu do Sul - SC, um estudo de caso. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 14, n. 3, p. 13-26, 2020. Disponível em: <https://revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/6125/pdf>. Acesso em: 07 fev. 2022.

SILVA, Paula Tereza de Souza *et al.* **Risco de Contaminação das Águas Superficiais e Subterrâneas por Agrotóxicos em Cultivos de Cebola no Entorno do Lago de Sobradinho, Estado da Bahia**. 1. ed. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2019, 26 p. Disponível em:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1113099/1/RiscodeContaminacaodasAguas2019.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2022.

SIMÕES, Marcelo Coelho; MORALES, Gundislavo Piratoba; BICHARA, Cléa Nazaré Carneiro. Avaliação da qualidade da água de poços domésticos em comunidades rurais no Arquipélago de Marajó – PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.l.], v. 13, n. 5, p. 2462-2475. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/346686512_Avaliacao_da_qualidade_da_agua_de_pocos_domesticos_em_comunidades_rurais_no_Arquipelago_de_Marajo_PA/fulltext/5fce984aa6fdcc697beb932a/Avaliacao-da-qualidade-da-agua-de-pocos-domesticos-em-comunidades-rurais-no-Arquipelago-de-Marajo-PA.pdf. Acesso em: 09 mar. 2022.

STEFANO, Paulo Henrique Prado. Unraveling the occurrence of contaminants of emerging concern in groundwater from urban setting: A combined multidisciplinary approach and self-organizing maps. **Chemosphere**, [S.l.], v. 299, 134395, 2022. DOI:

10.1016/j.chemosphere.2022.134395. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653522008888>. Acesso em: 14 maio. 2022.

STORCK, Tamiris Rosso. **Avaliação de contaminação de um rio utilizado para abastecimento humano por meio de biomarcadores de toxicidade**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.

STRUGER, John *et al.* Factors influencing the occurrence and distribution of neonicotinoid insecticides in surface waters of southern Ontario, Canada. **Chemosphere**, [S.l.], v. 169, p. 516-523, 2017. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.11.036. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565351631565X>. Acesso em 15 mar. 2022.

SUGANTHI, Angappan. Analysis of tebuconazole residues in coconut water, kernel and leaves using LC–MS/MS. **Food Chemistry**, [S.l.], v. 359, 129920, 2021. DOI:

10.1016/j.foodchem.2021.129920. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814621009262#!>. Acesso em: 15 mar. 2022.

SUMON, Kizar Ahmed *et al.* Effects of imidacloprid on the ecology of sub-tropical freshwater microcosms. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 236, p. 432-441, 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.102. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117345694>. Acesso em: 15 mar. 2021

SUN, Yanfeng *et al.* Spatial variation of 2,4-D and MCPA in tap water and groundwater from China and their fate in source, treated, and tap water from Wuhan, Central China.

Science of The Total Environment, [S.l.], v. 727, n. 138691, 2020. DOI:

10.1016/j.scitotenv.2020.138691. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720322087>. Acesso em: 13 mar. 2022.

TEBUCONAZOLE. Tebuconazol. CCAB Agro, 2022. Bula de agrotóxico. Disponível em:

https://www.agrolink.com.br/agrolinkfito/produto/tebuconazole-ccab-200-ec_8693.html#:~:text=O%20TEBUCONAZOLE%20CCAB%20200%20EC,com%20a%C3%A7%C3%A3o%20preventiva%20e%20curativa.&text=Realizar%20a%20primeira%20aplica%C3%A7%C3%A3o%20preventivamente,em%20intervalos%20de%2015%20dias. Acesso em: 15 mar. 2022.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Water Science School**. Alkalinity and Water.

United States of América: USGS, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/alkalinity-and-water>. Acesso em 25 fev. 2022.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Water Science School**. Nitrogen and Water.

United States of América: USGS, 2018. Disponível em: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/nitrogen-and-water>. Acesso em 09 mar. 2022.

VALENÇA, David da Cunha *et al.* Changes in leaf blade morphology and anatomy caused by

clomazone and saflufenacil in *Setaria viridis*, a model C₄ plant. **South African Journal of Botany**, [S.l.], v. 135, p. 365-376, 2020. DOI: 10.1016/j.sajb.2020.09.027. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629920310978>. Acesso em: 15 mar. 2022.

VIDAL, Jorge; BÁEZ, María; SALAZAR, Ricardo. Electro-kinetic washing of a soil

contaminated with quinclorac and subsequent electro-oxidation of wash water. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 761, 143204, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143204.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720367358#!>. Acesso em: 15 mar. 2022.

VIEIRA, Marcos Geraldo *et al.* Avaliação da Contaminação por Agrotóxicos em Mananciais de Municípios da Região Sudoeste do Paraná. **Revista Virtual de Química**, [S.l.], v. 9, n. 5,

p. 1800-1812, 2017. DOI: 10.21577/1984-6835.20170105. Disponível em:

<http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/v9n5a02.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2022.

VON SPERLING. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed.

Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

WANG, Chuan *et al.* Investigation of pharmaceuticals in Missouri natural and drinking water using high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Water Research**,

v. 45, n. 4, p. 1818-1828, 2011. DOI: 10.1016/j.watres.2010.11.043. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410008237>. Acesso em: 13 mar. 2022.

WAN, Yanjian *et al.* Neonicotinoids, fipronil, chlorpyrifos, carbendazim, chlorotriazines, chlorophenoxy herbicides, bentazon, and selected pesticide transformation products in surface water and drinking water from northern Vietnam. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 750, 141507, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141507. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720350361>. Acesso em: 15 mar. 2022.

WARE, George; WHITACRE, DAVID. **An Introduction to Insecticides**. 4. Ed. Minnesota: University of Minnesota, 2004. Disponível em: <https://ipmworld.umn.edu/ware-intro-insecticides>. Acesso em: 15 mar. 2022.

WRIGHT, Gerard D. The antibiotic resistome: The nexus of chemical and genetic diversity. **Nature Reviews Microbiology**, [S.l.], v. 5, n. 3, p. 175-186, 2007. DOI: 10.1038/nrmicro1614. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/6526573_The_antibiotic_resistome_The_nexus_of_chemical_and_genetic_diversity. Acesso em: 13 mar. 2022.

XU, Zhiwei *et al.* Total Nitrogen Concentrations in Surface Water of Typical Agro- and Forest Ecosystems in China, 2004-2009. **Plos One**, [S.l.], v. 9, n. 3, e92850, 2014. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0092850#s3>. Acesso em: 11 mar. 2022.

YANG, Mei-Nan Ou *et al.* The different toxic effects of metalaxyl and metalaxyl-M on *Tubifex tubifex*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S.l.], v. 208, 111587, 2021. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.111587. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014765132031424X#!>. Acesso em: 15 mar. 2022.

YU, Guimei *et al.* The analysis of groundwater nitrate pollution and health risk assessment in rural areas of Yantai, China. **BMC Public Health**, [S.l.], v. 20, n. 437, 2020. DOI: 10.1186/s12889-020-08583-y. Disponível em: <https://bmcpublikealth.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12889-020-08583-y#citeas>. Acesso em: 09 mar. 2022.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo realizado em poços rasos de propriedades rurais nos usos e ocupação do solo sob produtividade leiteira, suinocultura e culturas de época, verificou-se através da análise macroscópica ambiental diferentes classificações oscilando entre Ótima – Classe A a Ruim – Classe D, sendo que de modo geral, a classificação apresentou-se Razoável – Classe C, seguida por classificação Boa – Classe B.

Como meio de promover a melhora dos graus de preservação dos poços que apresentaram classificações inferiores (classe razoável e ruim), recomenda-se que os produtores rurais promovam medidas de proteção e cuidados no entorno daqueles poços visando melhorar as suas condições e aspectos que influenciam diretamente na qualidade da água de consumo humano. Para tanto, as medidas que podem ser tomadas são o isolamento e proteção dos poços rasos impedindo o acesso de animais, bem como permitir o crescimento de vegetação nas proximidades.

Em se tratando das variáveis físicas e químicas da água, os diferentes usos e ocupação do solo (épocas 1 e 2) não interferiram nos resultados obtidos, pois de modo geral, todas as características de qualidade da água avaliadas que se encontram estabelecidas na Portaria GM/MS nº 888/2021 e nas diretrizes da OMS/2017, se apresentaram em acordo com os valores de referência. Contudo a variável física turbidez na época 1 no uso e ocupação do solo através da produtividade leiteira apresentou-se em desacordo com a legislação, fator este associado a precipitação pluviométrica.

As variáveis microbiológicas caracterizadas nos diferentes usos e ocupação do solo nas duas épocas tiveram valores em desacordo com a legislação vigente para potabilidade da água destinada ao consumo humano, estando todos os poços rasos contaminados bacteriologicamente pelos coliformes totais e *Escherichia coli*, tornando as águas impróprias ao consumo humano sem um prévio tratamento. Como meio de eliminar da água as bactérias mencionadas, sugere-se que os produtores rurais realizem a fervura ou cloração da água antes de a mesma ser consumida, deste modo, promovendo a inativação das bactérias.

Em se tratando dos contaminantes ambientais emergentes, as concentrações de princípios ativos de fármacos e ingredientes ativos de agrotóxicos encontrados no presente estudo e que se fazem presentes na Portaria GM/MS nº 888/2021 e diretrizes da OMS/2017, se mostraram em todos os usos e ocupação do solo de acordo com os limites máximos estabelecidos pela legislação nacional e internacional para potabilidade da água de consumo humano. Quanto à presença dos compostos ativos que não estão incluídos nas legislações

mencionadas, estes não possuem atualmente um valor de referência estabelecido para a saúde humana. Portanto, em termos de agrotóxicos e fármacos, todas as águas se mostraram aptas ao consumo humano.

Tendo em vista os custos financeiros necessários para a realização desse estudo, bem como os resultados obtidos através da caracterização das águas coletadas nas propriedades rurais nos diferentes usos e ocupação do solo, sugere-se a trabalhos futuros a caracterização de águas de poços rasos de pequenas bacias hidrográficas (sub-bacias), ou ainda de municípios isolados, buscando uma maior proximidade dos pontos de coleta.

Em sendo assim, com base nos resultados apresentados no exposto estudo, verificou-se que todos os poços rasos localizados nos diferentes usos e ocupação do solo, nas épocas 1 e 2, em termos de variáveis físicas, químicas e contaminantes ambientais emergentes se mostraram aptas ao consumo humano, contudo a presença da turbidez (época 1 – produtividade leiteira) e das variáveis microbiológicas tornou tais águas impróprias ao consumo humano sem um prévio tratamento.

BAO, Yanyu *et al.* Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. *Waste Management*, [S.l.], v. 29, p. 1416-1423, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.022>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X08002948?via%3Dihub>. Acesso em: 05 mar. 2022.

BILA, Daniele Maia; DEZOTTI, Márcia. Fármacos no Meio Ambiente. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 523-530, 2003. DOI: 10.1590/S0100-40422003000400015 Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v26n4/16435>. Acesso em: 02 jan. 2022.

BIRCH, Garvin *et al.* Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, p. 56-66, 2015. Disponível em: <https://returnmed.com.au/wp-content/uploads/2020/05/164.-Birch-et-al.-Pharmaceuticals-2015.pdf>. Acesso em: 04 jul. 2021.

BRASIL. **Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF: Presidência da República, 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17802.htm. Acesso em 28 de out. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF: Presidência da República, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 17 nov. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF: Presidência da República, 1998. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 28 out. 2021.

BRASIL. **Manual prático de análise de água**. 2. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006a. 146 p. Disponível em: < https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_analise_agua_2ed.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Versão Revisada. 226 p, 2019. Disponível em: <https://ondasbrasil.org/wp-content/uploads/2020/09/Plansab-revisado-2019.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006b. 212 p.

Disponível em:

<http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>.

Acesso em: 01 fev. 2021.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Relatório Avaliação Anual 2019. Ministério do Desenvolvimento Regional. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/plansab/RELATRIODEAVALIAOANUALDOPLANSAB20192.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2022.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF: Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro, 2021. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-*321540185. Acesso em: 02 jun. 2021.

BRASIL. **Portaria nº 1.086, de 18 de dezembro de 2018**. Altera a Norma Regulamentadora nº 31 (NR-31) - Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura. Diário Oficial da União, Brasília, DF: Ministério do Trabalho/Gabinete do Ministro, 2018. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55880421/do1-2018-12-19-portaria-n-1-086-de-18-de-dezembro-de-2018-55880232. Acesso em: 28 out. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 de fevereiro de 1986. Disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2021.

CALGARO, Hemerson Fernandes; FILHO, João Barbudo. **O esgoto doméstico no meio rural: tratamento e implicações para a saúde humana**. Boletim Técnico 253. Campinas, CDRS: Governo do Estado de São Paulo, 2020. Disponível em: https://www.cdrs.sp.gov.br/porta1/themes/unify/arquivos/produtos-e-servicos/acervo-tecnico/recursos_naturais/Saneamento%20Basico%20Novembro%202020.pdf. Acesso em: 28 fev. 2022.

CAPP, Nanci *et al.* Qualidade da água e fatores de contaminação de poços rasos na área urbana de Anastácio (MS). **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 16, n. 3, 2012. DOI: DOI: 10.5902/2236499/7581. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/307838958_Qualidade_da_agua_e_fatores_de_contaminacao_de_pocos_rasos_na_area_urbana_de_AnastacioMS_Walter_quality_and_contamination_fators_of_shallow_wells_in_urban_area_AnastacioMS. Acesso em: 14 maio. 2022.

CARVALHO, Glauco Rodrigues; ROCHA, Denis Teixeira da. **Desafios para a competitividade internacional**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2018, p.19-20. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/186790/1/Cnpgl-2018-Agroanalysis-Glauco-Desafios.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Aquífero Serra Geral.** Águas Subterrâneas. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/programa-de-monitoramento/consulta-por-aquiferos-monitorados/aquifero-serra-geral/> >. Acesso em: 05 jan. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Determinação de nitrogênio orgânico e de nitrogênio total kjeldahl em águas – método da determinação de nitrogênio na forma de amônia: método de ensaio. **Norma Técnica.** São Paulo: CETESB, 1978, 10. p. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/normas/desativadas/L5.139_Determina%C3%A7%C3%A3o%20de%20nitrog%C3%AAnio%20org%C3%A2nico%20e%20de%20nitrog%C3%AAnio%20total%20Kjeldahl%20em%20%C3%A1guas%20-%20m%C3%A9todo%20da%20de.pdf. Acesso em: 30 dez. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Emergentes Químicos.** Conceitos e definições. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/tipos-de-acidentes/vazamentos-de-oleo/impactos-ambientais/conceitos-e-definicoes/>. Acesso em: 10 abr. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Índices de Qualidade das Águas. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo.** Série Relatórios, Apêndice D. São Paulo: CETESB, 2017, 32 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 04 jun. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo.** Série Relatórios, Apêndice D. São Paulo: CETESB, 2019, 52p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 04 jun. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo.** Apêndice E. São Paulo: CETESB, 2019, 52p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-variaveis.pdf>. Acesso em: 04 jun. 2021.

DAUGHTON, Christian. Environmental Stewardship and Drugs as Pollutants. **The Lancet**, [S.l.], v. 360, n. 9339, p. 1035-1036, 2002. DOI: 10.1016/S0140-6736(02)11176-7. Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736\(02\)11176-7/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(02)11176-7/fulltext). Acesso em: 06 jun. 2021.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: Cetesb, 1992, 210 p.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** 5. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017. 230 p.

DIAS, Flávia Avila. **Caracterização Estrutural e Hidrogeológica do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) na região de Carlos Barbosa (RS)**. 2013. 58 f. Monografia (Geologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/95525/000918221.pdf?sequence=1>. Acesso em; 01 mar. 2022.

EMBRAPA. **Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019, p. 210. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202069/1/Producao-Animal-Recursos-Hidricos.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2022.

FIGUEIREDO, Isabel Campos Salles *et al.* Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária?. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, n. 220, 2019. DOI: 10.4322/dae.2019.057. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_220_n_1824.pdf. Acesso em: 02 mar. 2022.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília, DF: Funasa, 2015, 4. ed.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado Desenvolvido pela Funasa**. Funasa, 2014, 36 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualdecloracaodeaguaempequenascomunidades.pdf. Acesso em: 24 set. 2021.

GAFFNEY, Vanessa de Jesus *et al.* Análise de Fármacos em Águas Por SPE-UPLC-ESIMS/MS. **Química Nova**, São Paulo, v. 37, n. 1, p.138-149, 2014. DOI: 10.1590/S0100-40422014000100023. Disponível em: <http://submission.quimicanova.s bq.org.br/qn/qnol/2014/vol37n1/23-NT13151.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2021.

GAVRILESCU, Maria *et al.* Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, [S.l.] v.32, Edição 1, p. 147-156, 2015. DOI: 10.1016/j.nbt.2014.01.001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871678414000028>. Acesso em: 25 nov. 2021.

GOMES, Priscila Moreira; MELO, Celine de; VALE, Vagner Santiago do. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia – MG. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 32, p. 103-120, 2005. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/9169/5638>. Acesso em: 06 maio. 2021.

HELLER, Léo; PÁDUA, Valter Lúcio. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 418 p.

JONES, Oliver; LESTER, Jonh; VOULVOULIS, Nick. Human pharmaceuticals in the aquatic environment a review. **Environmental Technology**, v. 22, n. 12, p. 1383-1394, 2001. DOI: 10.1080/09593332208618186. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11873874/>. Acesso em: 15 maio 2021.

JONES, Oliver; LESTER, Jonh; VOULVOULIS, Nick. Pharmaceuticals: a treat to drinking water? **Trends Biotechnology**, v. 23, n. 4, p. 163-167, 2005. DOI: 10.1016/j.tibtech.2005.02.001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167779905000478#:~:text=Research%20has%20shown%20that%20significant,water%20drawn%20from%20contaminated%20supplie>s. Acesso em: 15 maio 2021.

KALSCHEUR, Kathryn *et al.* Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. **Water Research**, v. 46, n. 8, p. 2515-2524, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.01.043. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/221692214_Effects_of_anthropogenic_inputs_on_the_organic_quality_of_urbanized_streams. Acesso em: 28 nov. 2020.

KHAN, Shamshad; ŞENGÜL, Hatice; DAN, Zhang. Transport of TiO₂ nanoparticles and their effects on the mobility of Cu in soil media. **Desalination and Water Treatment**, v. 131, p. 230–237, 2018. DOI: 10.5004/dwt.2018.22952. Disponível em: https://www.deswater.com/DWT_abstracts/vol_131/131_2018_230.pdf. Acesso em: 09 out. 2021.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas, SP: Átomo, 2010. 493 p.

LIMA, Jorge Enoch Furquim Werneck. **Recursos hídricos no Brasil e no mundo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001, 46 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/555374/1/doc33.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2021.

LEAL, Mariana Santos *et al.* Caracterização hidroambiental e nascentes. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.12, n.1, p.146-155, 2017. DOI: 10.4136/ambi-agua.1909. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/SdCmZSRf6NjVktjxN8cVLft/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 13 jan. 2022.

MANCUSO, Malva Andrea; SANTOS, Caroline Emiliano. Avaliação hidrológica quali-quantitativa do aquífero fraturado Serra Geral, localizado no noroeste do Rio Grande do Sul. **Geologia USP**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 71-88, 2021. DOI: 10.11606/issn.2316-9095.v21-176588. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/guspsc/article/view/183948/170370>. Acesso em 14 maio. 2022.

MELLO, Kaline de *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, London, v. 270, p. 110879, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110879. Disponível em: http://lerf.eco.br/img/publicacoes/mello_et_al_land_use_water_quality_2020.pdf. Acesso em: 05 dez. 2021.

MENEZES, Jacinta de Fátima Freitas *et al.* Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos: análise dos impactos causados na saúde humana e ambiental. **Perspectivas Online: Biológicas & Saúde**, v.11, n.37, p.19-35, 2021. DOI: 10.25242/8868113720212259. Disponível em:

https://ojs3.perspectivasonline.com.br/biologicas_e_saude/article/view/2259/2057. Acesso em: 05 dez. 2021.

MENEZES, João Paulo de *et al.* Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 173-186, 2014. DOI: 10.1590/S1413-41522014000200008. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/8R3nHVjLnTxXTGt4pf9ZJfR/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso: 11 out. 2021.

MIZUKAWA, Aline. **Avaliação de contaminantes emergentes na água e sedimento na bacia do alto Iguçu/PR**. 2016. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/45950/R%20-%20T%20-%20ALINNE%20MIZUKAWA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 08 out. 2021.

MONTAGNER, Cassiana Carolina; VIDALA, Cristiane; ACAYABAB, Raphael D'Anna. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/NJr4QLWkxCkJXd6gHvdwtNk/?lang=pt>. Acesso em 23 ago. 2021.

PINTO, Magda Cristina Ferreira. **Manual Medição in loco: Temperatura, pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido**. CPRM: Serviço Geológico Brasileiro, 2007. 43 p. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geologia_medica/manual_medicoes_T_20pH_OD.pdfj. Acesso em: 19 nov. 2020.

PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA. Biblioteca. **Qualidade da Água**. São Paulo, SP: Portal Tratamento de Água, 2015. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/qualidade-da-agua/>. Acesso em: 15 nov. 2021.

QASWAR, Muhammad *et al.* Yield sustainability, soil organic carbon sequestration and nutrients balance under long-term combined application of manure and inorganic fertilizers in acidic paddy soil. **Soil And Tillage Research**, [S.l.], v. 198, p. 104569-104580, 2020. DOI: 10.1016/j.still.2019.104569. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198719308670>. Acesso em: 04 maio 2021.

REICHERT, Gabriela *et al.* **Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America**. *Environmental Pollution*, [S.l.], v. 255, p.1-13, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113140. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911932843X>. Acesso em: 18 abr. 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Procedimento quanto à limpeza e desinfecção de reservatório de água potável (caixas d'água). **Nota Técnica 11/07/2018**. VIGIAGUA/DVAS/CEVS: Secretaria Estadual da Saúde, 2018. Disponível em:

<https://saude.rs.gov.br/upload/arquivos/carga20180750/25125051-notatecnica-limpeza-de-reservatorios-agua.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2022.

ROCHA, Júlio César; ROSA, André Henrique; CARDOSO, Arnaldo Alves. **Introdução à química ambiental**. 1. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154 p.

SARMAH, Ajit; MEYER, Michael; BOXALL, Alistair. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. **Chemosphere**, [S.l.], v. 5, n. 5, p. 725-759, 2006. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.026. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506003213?via%3Dihub#!>. Acesso em: 15 jan. 2022.

SCARIA, Jaimy; GOPINATH, Ashitha; NIDHEESH, Puthiya Veetil. A versatile strategy to eliminate emerging contaminants from the aqueous environment: heterogeneous fenton process. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 278, p. 124014, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620340592#!>. Acesso em: 28 abr. 2021.

SCHEIBE, Luiz Fernando; HIRATA, Ricardo César Aoki. O contexto tectônico dos sistemas Aquífero Guarani e Serra Geral em Santa Catarina: uma revisão. **Revista Águas Subterrâneas**. In: Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23794>. Acesso em: 14 maio 2022.

SEHONOVA, Pavla *et al.* Effects of antidepressants with different modes of action on early life stages of fish and amphibians. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 254, p. 112999, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.112999. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31404734/>. Acesso em: 20 jan. 2022.

SEMENOV, Alexandre *et al.* Influence of temperature fluctuations on Escherichia coli O157:H7 and Salmonella enterica serovar Typhimurium in cow manure. **FEMS Microbiology Ecology**, [S.l.], v. 60, n. 3, p. 419-428, 2007. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2007.00306.x. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17490417/>. Acesso em: 01 fev. 2022.

SIDHU, Jatinder *et al.* The role of indigenous microorganisms in suppression of salmonella regrowth in composted biosolids. **Water Research**, [S.l.], v. 35, n. 4, p. 913-920, 2001. DOI: 10.1016/s0043-1354(00)00352-3. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11235886/#:~:text=This%20suggests%20that%20the%20antagonistic,significantly%20reduced%20this%20regrowth%20potential>. Acesso em: 07 fev. 2022.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL. **Saúde: saneamento rural**. Brasília: SENAR, 2019, 84 p. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/ceplac/informe-ao-cacaucultor/manejo/cartilhas-senar/226-saude-saneamento-rural.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2022.

SILVA, Andréa dos Santos. **Qualidade de água de abastecimento na zona rural de Santa Rita – PB e propostas de melhoria**. 2019. Dissertação (Mestrado em desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/16882/1/Arquivototal.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2021.

SILVA, Maurício Pinto da; ASSUMPCÃO, Rafaela Fscchetti; KLIGERMAN, Débora Cynamon. Bacias hidrográficas transfronteiriças: saneamento e saúde ambiental sem fronteiras. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 44, n. 124, p. 251-262, mar. 2020. DOI: 10.1590/0103-1104202012418. Disponível em: <https://www.scielo.org/article/sdeb/2020.v44n124/251-262/#>. Acesso em 31 ago. 2020.

SILVA, Wilson Tadeu Lopes de. **Saneamento básico rural**. Brasília, DF: Embrapa, 2014, 68 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/128259/1/ABC-Saneamento-basico-rural-ed01-2014.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2022.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Monitoramento da qualidade e quantidade de água**. Centro de Informações Meteorológicas e Hidrológicas de Goiás. Governo de Goiás: SEMAD, 2022. Disponível em: <https://www.meioambiente.go.gov.br/meio-ambiente-e-recursos-h%C3%ADricos/monitoramento-da-agua.html>. Acesso em: 22 fev. 2022.

STEFFEN, Geresa Pauli Kist; STEFFEN, Ricardo Bemfica; ANTONIOLLI, Zaida Inês. Contaminação do solo e da água pelo uso de agrotóxicos. **Tecno-lógica**, Santa Cruz do Sul, v.15, n. 1, p. 15-21, 2011. Disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/2016>. Acesso em: 13 dez. 2020.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. **Recursos hídricos no Século XXI**. 1. ed. São Paulo, 2011. 328 p.

TRAN, Ngoc Han *et al.* Emerging contaminants in wastewater, stormwater runoff, and surface water: Application as chemical markers for diffuse sources. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 252-267, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.160. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719316894>. Acesso em: 13 nov. 2021.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC, AND CULTURAL ORGANIZATION. **Emerging Pollutants in Water and Wastewater**. UNESCO, 2020. Disponível em: <https://en.unesco.org/emergingpollutantsinwaterandwastewater>. Acesso em: 28 abr. 2021.

VICARI, Michele Câmara de. **Desenvolvimento de método para a determinação simultânea de resíduos de agrotóxicos e medicamentos veterinários em solo por UHPLC-MS/MS**. 2013. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/4250/DE%20VICARI%2c%20MICHELE%20CAMARA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 19 nov. 2021.

VARSHA, M.; KUMAR, P. S.; RATHI, B. S. A review on recent trends in the removal of emerging contaminants from aquatic environment using low-cost adsorbents.

Chemosphere, [S.l.], v. 287, part 3, p. 132270, 2022. DOI:

10.1016/j.chemosphere.2021.132270. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521027429>>. Acesso em 17 dez. 2021.

VASCONCELOS, Mickaelon Belchior. Poços para captação de águas subterrâneas: revisão de conceitos e proposta de nomenclatura. **Águas Subterrâneas**. Anais XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo, 2014. Disponível em: <

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28288/18401>>. Acesso em: 14 fev. 2022.

VEGA, Marisol *et al.* Assesment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, [S.l.], v.32, n.12, p.3581-3592, 1998.

DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00138-9. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135498001389>. Acesso em: 22 fev. 2021.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p.

WALLER, Roger M. **Ground Water and the Rural Homeowner**. USGS Science for changing world: 2016. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/gip/gw_ruralhomeowner/>. Acesso em: 15 jan. 2022.

WU, Jianhua; ZHANG, Yuxin; ZHOU, Hui. Groundwater chemistry and groundwater quality index incorporating health risk weighting in Dingbian County, Ordos basin of northwest China. **Geochemistry**, Jena, v. 80, ed. 4, p. 125607, dez. 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0009281919301229>. Acesso em: 05 dez. 2021.

APENCICÊ A – FOTOGRAFIAS DOS PONTOS DE COLETAS ABORDADOS NO ESTUDO

Pontos de coletas em proximidade a produtividade leiteira



Imagens fotográfica dos pontos de coleta situados com proximidade à culturas de época



Imagens fotográfica dos pontos de coleta situados com proximidade à suinocultura



APÊNDICE B – TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA REALIZAÇÃO DAS COLETAS



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
 CAMPUS FREDERICO WESTPHALEN
 PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
 TECNOLOGIA AMBIENTAL – MESTRADO
 TRABALHO DE DISSERTAÇÃO



TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA REALIAÇÃO DE COLETAS DE ÁGUA DE CONSUMO HUMANO

Eu, Silvana Isabel Schneider, aluna do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM *campus* Frederico Westphalen, em nível de Mestrado, venho através deste, solicitar sua autorização para realizar coletas de amostras de água em sua propriedade, no intuito de realizar uma pesquisa a cerca das variáveis de qualidade da água de consumo humano. Serão avaliadas as características físicas, químicas e biológicas da água, estas que irão compor meu Trabalho de Dissertação.

O Senhor() aceita? () **Sim** () **Não**

Assinatura do Proprietário

Assinatura da mestranda

Frederico Westphalen,

de 202_.