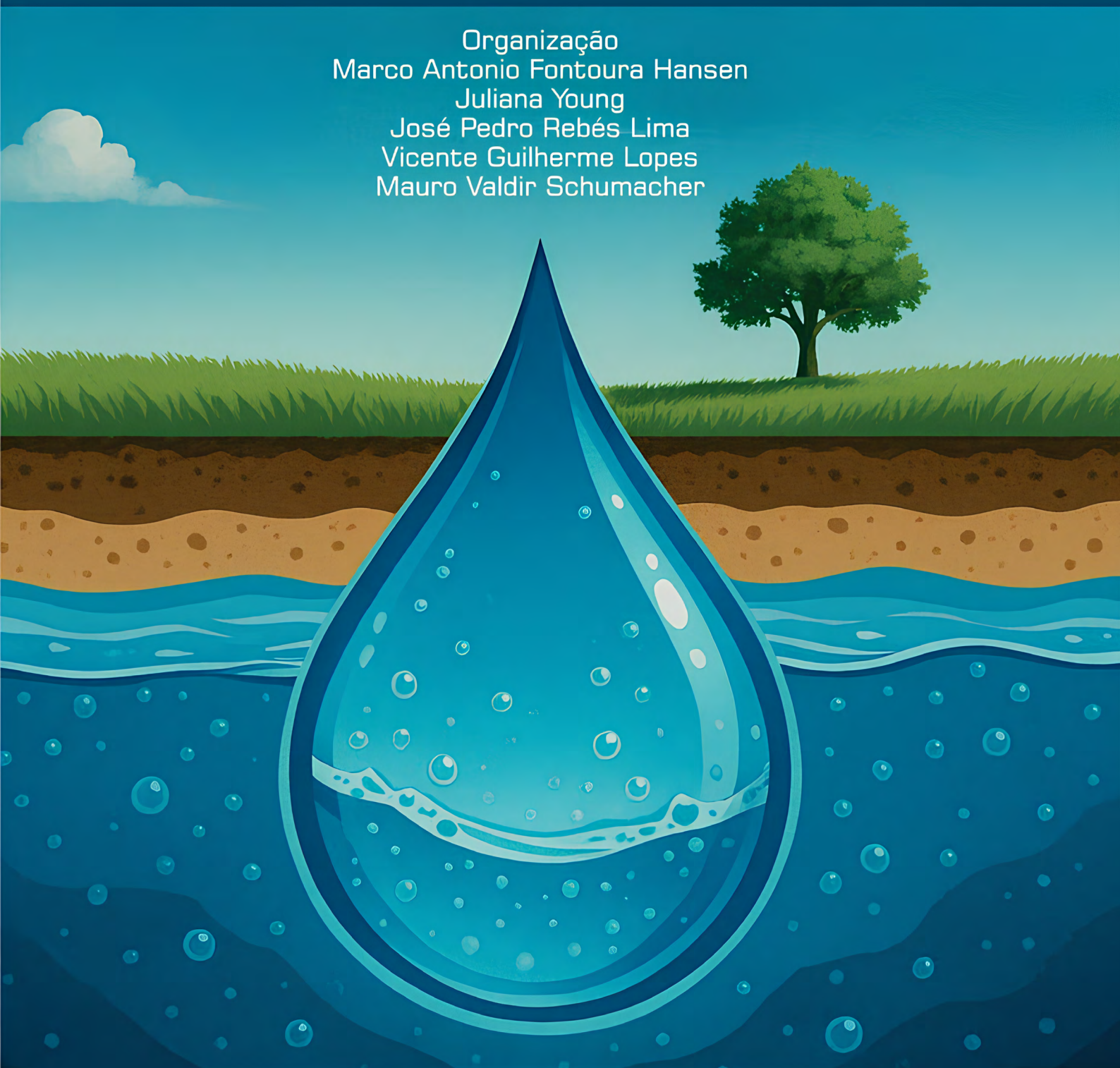


ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM FOCO

Pesquisas, Desafios e Soluções

Organização
Marco Antonio Fontoura Hansen
Juliana Young
José Pedro Rebés Lima
Vicente Guilherme Lopes
Mauro Valdir Schumacher



Conselho Editorial

- Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva - UNIDAVI**
Prof. Dr. Astor João Schönell Júnior - IFFAR
Prof. Dr. Alan Ricardo Costa - UFRR
Prof. Dr. Allan Diêgo Rodrigues Figueiredo - UESPI
Profa. Dra. Andréia Bulaty - UNESPAR
Profa. Dra. Carla da Conceição de Lima - UFVJM
Prof. Dr. Camilo Darsie de Souza - UNISC
Profa. Dra. Clarice Caldeira Leite - UFRGS
Profa. Dra. Cecilia Decarli - UFRGS
Prof. Dr. Carlos Adriano Martins - UNICID
Prof. Dr. Christian Dennys Monteiro de Oliveira - UFCE
Profa. Dra. Dayse Marinho Martins - UFMA
Prof. Dr. Deivid Alex dos Santos - UEL
Prof. Dr. Dioni Paulo Pastorio - UFRGS
Prof. Dr. Douglas Manoel Antonio de Abreu Pestana dos Santos - FASESP
Profa. Dra. Elane da Silva Barbosa - UERN
Profa. Dra. Elen Gomes Pereira - IFBA
Profa. Dra. Francielle Benini Agne Tybusch - UFN
Prof. Dr. Francisco Odécio Sales - IFCE
Prof. Dr. Francisco Ricardo Miranda Pinto - UFCAT
Prof. Dr. Gilvan Charles Cerqueira de Araújo - UCB
Prof. Dr. Ismar Inácio dos Santos Filho - UFAL
Prof. Dr. Leonardo Bigolin Jantsch - UFSM
Profa. Dra Liziany Müller Medeiros - UFSM
Profa. Dra Marcela Mary José da Silva - UFRB
Prof. Dr. Mateus Henrique Köhler - UFSM
Prof. Dr. Michel Canuto de Sena - UFMS
Profa. Dra. Mônica Aparecida Bortolotti - UNICENTRO
Prof. Nilton David Vilchez Galarza - UPLA
Prof. Dr. Olavo Barreto de Souza - UEPB
Prof. Dr. Rafael Nogueira Furtado - UFABC
Prof. Dr. Roberto Araújo da Silva Vasques Rabelo - UNISANTOS
Prof. Dr. Rodrigo Toledo - USCS
Prof. Dr. Rodolfo Rodrigues de Souza - UERJ
Prof. Dr. Sidnei Renato Silveira - UFSM
Prof. Dr. Thiago Ribeiro Rafagnin - UFOB
Prof. Dr Tomás Raúl Gómez Hernández - UCLV

Editor Chefe:

Ivanio Folmer

Bibliotecária:

Eliane de Freitas Leite

Projeto gráfico e Diagramação:

Vicente Guilherme Lopes

Capa:

Vicente Guilherme Lopes com auxílio da ferramenta ChatGPT (OpenAI).

Revisão:

Organizadores e Autores(as)

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)**

Seminário de Águas Subterrâneas (3. : 2023 : On-line)
Águas subterrâneas em foco [livro eletrônico] : pesquisas,
desafios e soluções / organização Marco Antonio Fontoura
Hansen... [et al.]. -- Santa Maria, RS : Arco Editores, 2025.
PDF

Vários autores.

Outros organizadores: Juliana Young, José Pedro
Rebés Lima, Vicente Guilherme Lopes, Mauro Valdir
Schumacher.

Bibliografia.

ISBN 978-65-5417-532-6

1. Águas - Brasil 2. Águas subterrâneas 3. Recursos
hídricos - Administração I. Hansen, Marco Antonio
Fontoura. II. Young, Juliana. III. Lima, José Pedro
Rebés. IV. Lopes, Vicente Guilherme. V. Schumacher, Mauro
Valdir. VI. Título.

25-298244.0


CDD-628.114

Índices para catálogo sistemático:

1. Águas subterrâneas e poços tubulares profundos :

Recursos hídricos : Engenharia 628.114

Eliane de Freitas Leite - Bibliotecária - CRB 8/8415

 **10.48209/978-65-5417-532-6**

Esta obra é de acesso aberto.

É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte e a autoria e respeitando a Licença Creative Commons indicada.



Apresentação

Águas Subterrâneas em Foco: Pesquisas, Desafios e Soluções

É com grande satisfação que apresentamos este livro, resultado das discussões e reflexões promovidas no 3º Seminário de Águas Subterrâneas (CTAS & NEAS). O evento foi o ponto de partida para a elaboração dos capítulos reunidos nesta obra, que busca ampliar a compreensão científica e prática sobre a gestão dos recursos hídricos subterrâneos.

A temática é de vital relevância, pois a água subterrânea, embora muitas vezes invisível, é fundamental para o abastecimento humano, para a sustentabilidade dos ecossistemas e para o desenvolvimento de atividades econômicas estratégicas. Em um cenário marcado pelas mudanças climáticas e pela crescente pressão sobre os aquíferos, torna-se cada vez mais urgente produzir e compartilhar conhecimento que subsidie políticas públicas, práticas de manejo sustentável e tecnologias inovadoras.

Nos quatro primeiros capítulos, são abordadas questões relacionadas à qualidade da água subterrânea e superficial, bem como os fatores que influenciam sua recarga e contaminação. São apresentados estudos que incluem análises físicas e microbiológicas em poços rurais de Condor (RS), a aplicação da fitorremediação com *Schinus terebinthifolia* em área contaminada por compostos orgânicos voláteis, a influência da mineração de calcário sobre a qualidade da água fluvial em Caçapava do Sul (RS) e a relação entre nutrientes, pH e diferentes coberturas vegetais no sul do Brasil.

Os capítulos 5 e 6 tratam de metodologias geofísicas aplicadas à hidrogeologia. Neles, são discutidos o uso de métodos geoeletricos para definição de locais de perfuração de poços e a aplicação da tomografia elétrica de resistividade (ERT) em investigações realizadas no campus da UNIPAMPA em Caçapava do Sul.

O capítulo 7 amplia a perspectiva para a realidade internacional ao apresentar um panorama sobre a gestão e os desafios das águas subterrâneas no Peru, país marcado por regimes pluviométricos baixos e irregulares.

O capítulo 8 foca na vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no município de Claro dos Poções (MG), oferecendo uma análise detalhada que subsidia a gestão preventiva e a proteção dos aquíferos locais.

Por fim, o capítulo 9 reúne inovações, desafios e perspectivas para a gestão sustentável das águas subterrâneas em escala global e nacional, destacando avanços tecnológicos, práticas de recarga de aquíferos, governança, bem como pesquisas recentes no Brasil e no Rio Grande do Sul.

Assim, esta obra cumpre o papel de integrar diferentes olhares, experiências e metodologias sobre as águas subterrâneas. Mais do que um registro acadêmico, é um convite à reflexão e à ação coletiva, com vistas a garantir o uso responsável e sustentável desse recurso essencial para as presentes e futuras gerações.



O Núcleo de Estudos e Pesquisa em Águas Subterrâneas (NEAS), sediado no campus Caçapava do Sul da Universidade Federal do Pampa, foi pensado no intuito de propiciar um espaço para discussão entre pesquisadores de diversas instituições, com a finalidade de pesquisar, dar visibilidade e, quando solicitado, prestar apoio à Câmara Técnica de Águas Subterrâneas da SEMA/RS, no que tange à temática de águas subterrâneas.

Dessa forma, o NEAS/UNIPAMPA tem como objetivos:

- Realizar atividades de ensino, de pesquisa e de extensão, voltadas às temáticas de recursos hídricos subterrâneos, contribuindo com seu uso consciente.
- Promover debates na comunidade acadêmica e junto à sociedade civil sobre os recursos hídricos subterrâneos, disseminando o conhecimento.
- Contribuir para o aprofundamento teórico-metodológico do ensino sobre águas subterrâneas, promovendo projetos de pesquisa, ensino e extensão que envolvam docentes, técnicos administrativos em educação (TAE), discentes de graduação e pós-graduação e membros de outras instituições de ensino, bem como entidades vinculadas ao tema.
- Dar suporte material e técnico aos acadêmicos e demais profissionais que desenvolvem atividades de pesquisa, ensino e extensão, a fim de contribuir para a visibilidade e o reconhecimento das temáticas desenvolvidas pelo NEAS.
- Dar apoio aos projetos de ensino, pesquisa e extensão de docentes e TAE que compõem a equipe do NEAS, ou através de parcerias com outros núcleos, laboratórios e instituições, dentro e fora da UNIPAMPA, interessados em desenvolver projetos que façam uso de material referente às temáticas propostas pelo Núcleo para a difusão e produção dos conhecimentos.
- Subsidiar políticas públicas de promoção do uso racional da água subterrânea, como forma de contribuir para a problematização da regularização de poços no estado do RS.
- Promover parcerias nacionais e internacionais relacionadas com o tema água subterrânea.
- Realizar discussões e pesquisas sobre temas relacionados às águas subterrâneas, bem como publicar resultados obtidos pelo grupo.
- Envolver profissionais de universidades e outras instituições situadas no Rio Grande do Sul (RS) para discussões, trocas de ideias e construção do conhecimento no âmbito do uso das águas subterrâneas.
- Apoiar com estudos técnicos as decisões da Câmara Técnica de Águas Subterrâneas-CTAS (DRHS/SEMA).
- Envolver discentes dos cursos de Geologia, Geofísica, Engenharia Ambiental e Sanitária e Engenharia de Minas e das universidades situadas no RS em temas práticos relacionados à especialidade hidrogeologia.
- Com base na premissa de incentivar as pesquisas científicas relacionadas aos recursos hídricos subterrâneos, o NEAS também promove espaços para apresentação de pesquisas e palestras dentro dessa temática, realizando anualmente um seminário, que se encontra terceira edição.

Organizadores:

Prof. Dr. Marco Antonio Fontoura Hansen

Coordenador do Núcleo de Estudos e Pesquisas de Águas Subterrâneas (NEAS) - UNIPAMPA- Campus Caçapava do Sul

Dra. Juliana Young

Geóloga / Coordenadora do 3º Seminário de Águas Subterrâneas CTAS & NEAS

Prof. Dr. José Pedro Rebés Lima

Coordenador do Curso de Geofísica - UNIPAMPA- Campus Caçapava do Sul

Prof. Dr. Vicente Guilherme Lopes

Coordenador do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária - UNIPAMPA- Campus Caçapava do Sul

Prof. Dr. Mauro Valdir Schumacher

Coordenador do Laboratório de Ecologia Florestal / UFSM

Comissão Científica do 3º Seminário de Águas Subterrâneas CTAS & NEAS:

Dra. Juliana Young

Geóloga / Coordenadora do 3º Seminário de Águas Subterrâneas CTAS & NEAS

Prof. Dr. Igor Magalhães Clemente

Unipampa / Campus Caçapava do Sul

Prof. Dr. José Pedro Rebés Lima

Unipampa / Campus Caçapava do Sul

Prof. Dr. Marco Antonio Fontoura Hansen

Unipampa / Campus Caçapava do Sul

Prof. Dr. Mauro Valdir Schumacher

LABEFLO / UFSM

Prof. Dr. Pedro Antonio Roehé Reginato

IPH / UFRGS

Prof. Dr. Tiago de Vargas

IPH / UFRGS

Profa. Dra. Tuane Dutra

Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, UFVJM

Prof. Dr. Vicente Guilherme Lopes

UNIPAMPA- Campus Caçapava do Sul

Apoio:



Autores

Alexandre Swarowsky

Engenheiro Agrônomo, Professor Doutor no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil.

E-mail: alexandre.swarowsky@ufsm.br

Brunna Castilhos Petersen

Engenheira Sanitarista Ambiental, Mestre em Avaliação de Impactos Ambientais, e Doutoranda em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil. Brasil.

E-mail: brunnapetersen@edu.unisinos.br

Bianca Marcelino Volpato

Discente do Curso de Geologia, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: biancavolpato.aluno@unipampa.edu.br

Carlos Alberto Mendes Moraes

Engenheiro Metalúrgico, Mestre em Engenharia Metalúrgica e Doutor em Ciência dos Materiais, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil.

E-mail: cmoraes@unisinos.br

César Augusto Moreira

Geólogo, Doutor em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, Brasil.

E-mail: cesar.a.moreira@unesp.br

Daiane Calheiro Evaldt

Tecnóloga em Gestão Ambiental, Mestre em Engenharia Civil e Doutora em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, UNILA - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, PR, Brasil.

E-mail: dcalheiro@gmail.com

Débora Machado de Souza

Engenheira Ambiental, Mestre em Engenharia Civil e Doutora em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil.

E-mail: debosouza@edu.unisinos.br

Emmanuel de Freitas Costa

Discente do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: emmanuelcosta.aluno@unipampa.edu.br

Feliciane Andrade Brehm

Bacharel e Licenciada em Química, Mestre e Doutora em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil.

E-mail: felicianeb@unisinos.br

Francine Neves Calil

Engenheira Florestal, Professora Doutora no Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.

E-mail: francine@ufg.br

Frederick Karnal Johann Plesnik

Geofísico. Egresso da Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul, RS, Brasil.

E-mail: frederick.plesnik@gmail.com

Ingrid Daniela Pacheco Batista

Engenheira Ambiental e Sanitarista (UFSM/FW), Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (UFPR)

E-mail: ingridpacheco009@gmail.com

Jaqueline Ineu Golombieski

Bióloga (UFSM), Mestre em Zootecnia (UFSM), Doutora em Agronomia (UFSM), Doutora em Biodiversidade Animal (UFSM)

E-mail: jaqueline.golombieski@ufsm.br

John Michael Malveira Gorayski

Geólogo, formado na Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: contato@geobraxisexploracao.com

José Pedro Rebés Lima

Físico, Professor Doutor do Curso de Geofísica, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: joselima@unipampa.edu.br

Keli Hofstätter

Engenheira Ambiental e Sanitarista (UFSM/FW), Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (UFSM/FW), Doutoranda em Engenharia Ambiental (UFSM)

E-mail: hofstatterkeli@gmail.com

Lucas Deporte da Silva

Licenciado em Geografia, Discente do Curso de Geologia, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: lucasdeporte.aluno@unipampa.edu.br

Lenon Melo Ilha

Geofísico, Técnico Administrativo em Educação, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: lenonilha@unipampa.edu.br

Mab Raísa Corrêa Leão Silva

Engenheira Ambiental e Sanitarista e de Segurança do Trabalho, Fiscal do Meio Ambiente, Prefeitura Municipal de Venâncio Aires, RS, Brasil.

E-mail: mabraisa@gmail.com

Maciel Jorge de Souza

Geólogo, formado na Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: macieljorge_@hotmail.com

Marco Antonio Fontoura Hansen

Geólogo, Professor Doutor dos cursos de Geologia, Geofísica, Engenharia Ambiental e Sanitária e Engenharia de Minas, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.

E-mail: marcohansen@unipampa.edu.br

Águas Subterrâneas em Foco: Pesquisas, Desafios e Soluções.

Marcos Vinicius Souza Freire

Geofísico, Mestrando em Ciência da Computação, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, SP, Brasil.
E-mail: marcosfreyervinnorsk@gmail.com

Maria Eduarda Martins de Mattos

Discente do Curso de Geologia, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.
E-mail: mmartinsduda@gmail.com

Mauro Valdir Schumacher

Engenheiro Florestal, Professor Doutor Titular do Departamento de Ciências Florestais, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil.
E-mail: mauro.schumacher@ufsm.br

Milena Braitenbach Moura

Engenheira Ambiental e Sanitarista (UFSM/FW)
E-mail: milena.bmoura00@gmail.com

Oscar Enmanuel Ticona Neyra

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil.
E-mail: oscar.neyra@acad.ufsm.br

Pablo Matos Soares

Geofísico
E-mail: pablo.speak@hotmail.com

Regina Célia Espinosa Modolo

Bacharel em Agronomia, Mestre em Gestão Ambiental, Valorização de Materiais e Resíduos e Doutora em Ciência e Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil.
E-mail: reginaespinosamodolo@gmail.com

Rudi Witschoreck

Engenheiro Florestal, Coordenador Executivo - PPPIB, IPEF - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, SP, Brasil.
E-mail: rudi@ipef.br

Silvana Isabel Schneider

Engenheira Ambiental e Sanitarista (UFSM/FW), Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (UFSM/FW), Doutoranda em Engenharia Ambiental (UFSM)
E-mail: silvanaeas@outlook.com

Tatiana Nardon Noal

Engenheira Florestal, Professora Adjunta do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.
E-mail: tatiananoal@unipampa.edu.br

Tiago Sperluk Arce

Discente do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.
E-mail: tiagoarce.aluno@unipampa.edu.br

Vanessa Facco Tarone

Engenheira Ambiental e Sanitarista (UFSM/FW)
E-mail: vanessatarone@hotmail.com

Vicente Guilherme Lopes

Engenheiro Florestal, Professor Adjunto do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mineral, Campus Caçapava do Sul, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil.
E-mail: vicentelopes@unipampa.edu.br

Sumário

Capítulo 1 - QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM POÇOS DE CONDOR (RS): AVALIAÇÃO FÍSICA E MICROBIOLÓGICA	11
1.1 INTRODUÇÃO	11
1.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	12
1.3 VARIÁVEIS ANALISADAS	14
1.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	14
1.4.2 Turbidez	15
1.4.3 Condutividade elétrica	16
1.4.4 Cor aparente	17
1.4.5 Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	18
1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	19
Capítulo 2 - FITORREMEDIAÇÃO POR <i>SCHINUS TEREBINTHIFOLIA</i> EM ÁREA COM ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR COVS	22
2.1 INTRODUÇÃO	22
2.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	23
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	28
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
Capítulo 3 - QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE CALCÁRIO EM CAÇAPAVA DO SUL, RS	33
3.1 INTRODUÇÃO	33
3.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	34
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	43
Capítulo 4 - CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E PH NA SOLUÇÃO DO SOLO EM CAMPO NATIVO E EM PLANTAÇÕES DE PINUS NO SUL DO BRASIL	46
4.1 INTRODUÇÃO	46
4.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	47
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
4.3.1 pH na solução do solo	50
4.3.2 Concentração de íons na solução do solo	51
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
Capítulo 5 - USO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS EM ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS PARA PERFURAÇÃO DE POÇOS	57
5.1 INTRODUÇÃO	57
5.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	57
5.3 ÁREA DE ESTUDO	58
5.4 CONTEXTO GEOLÓGICO	59
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	60
5.5.1 Mapa dos perfis e da localização do poço	63
5.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
Capítulo 6 - TOMOGRAFIA ELÉTRICA DE RESISTIVIDADE (ERT) APLICADA A ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS NA UNIPAMPA CAMPUS CAÇAPAVA DO SUL	65
6.1 INTRODUÇÃO	65
6.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO	65
6.3 ÁREA DE ESTUDO	66
6.3.1 Características da área	67
6.3.2 Contexto Geológico	67
6.3.3 Aspectos Hidrológicos	67
6.3.4 Hidrogeologia	70
6.3.4.1 Princípios Básicos: Parâmetros Hidrológicos	70
6.3.4.2 Resistividade Elétrica	70
6.3.4.3 Relação: Porosidade da Rocha e Resistividade Elétrica	71
6.3.4.4 Arranjo Dipolo-Dipolo	72
6.3.4.5 Electrical Resistivity Tomography (ERT)	72
6.3.4.6 Arranjo Dipolo-Dipolo com o Método ERT	72
6.4 PROCESSAMENTO DE DADOS	73
6.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	77

6.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
Capítulo 7 - AGUAS SUBTERRÂNEAS EN PERÚ: GESTIÓN Y DESAFÍOS	80
7.1 INTRODUÇÃO	80
7.2 ESTUDIO DE CASO	80
7.3 RESULTADOS Y DISCUSSIONES	81
7.3.1 Disponibilidad Hídrica	81
7.3.2 Disponibilidad Hídrica Subterránea	82
7.4 CASOS DE ACUÍFEROS EN PERÚ	86
7.4.1 Acuífero Chillón – Rímac – Lurín	86
7.4.2 Acuífero Caplina	87
7.4.3 Acuífero Artificial Pampas de Majes y La Joya	90
7.5 CUENCAS HIDROGRÁFICAS, HIDROLÓGICAS Y HIDROGEOLOGICAS	90
7.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
Capítulo 8 - AVALIAÇÃO DE VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO MUNICÍPIO DE CLARO DOS POÇÕES – MG	93
8.1 INTRODUÇÃO	93
8.2 ESTUDO DE CASO	94
8.2.1 Geologia	95
8.2.1.1 Geologia Regional	95
8.2.1.2 Geologia Local	95
8.2.2 Hidrogeologia	96
8.3 MATERIAIS E MÉTODOS	97
8.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	98
8.4.1 Uso da água subterrânea a situação dos poços	98
8.4.2 Profundidade do Nível Estático	99
8.4.3 Mapa de vulnerabilidade	101
8.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	103
Capítulo 9 - ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: INOVAÇÕES, DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL	105
9.1 INTRODUÇÃO	105
9.2 AVANÇOS GLOBAIS NAS PESQUISAS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	107
9.2.1 Tecnologias de Monitoramento e Modelagem	107
9.2.2 Técnicas de Recarga Gerenciada de Aquíferos (MAR - <i>Managed Aquifer Recharge</i>)	108
9.2.3 Geofísica Aplicada e Métodos de Investigação	109
9.2.4 Função Hidrológica das Florestas Nativas e Plantadas na Recarga Aquífera	113
9.3 GOVERNANÇA E POLÍTICAS GLOBAIS	117
9.4 PESQUISAS NO BRASIL: DA ESCALA NACIONAL AO SEMIÁRIDO	118
9.4.1 Mapeamento e Caracterização de Sistemas Aquíferos	119
9.4.2 Inovações Tecnológicas no Semiárido Brasileiro	119
9.4.3 Contaminação e Proteção de Aquíferos	119
9.4.4 Marco Legal e Gestão Integrada	119
9.5 RIO GRANDE DO SUL EM DESTAQUE: AVANÇOS E DESAFIOS NA PESQUISA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	120
9.5.1 Caracterização Hidrogeológica do Estado	120
9.5.2 Inovações no Monitoramento	121
9.5.3 Contaminação e Pressões Antrópicas	121
9.5.4 Pesquisas Emergentes	121
9.6 CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS	121
9.6.1 Gestão Sustentável das Águas Subterrâneas	121
9.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	122

Capítulo 1 - QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM POÇOS DE CONDOR (RS): AVALIAÇÃO FÍSICA E MICROBIOLÓGICA

Chapter 1 - Groundwater Quality in Wells of Condor (RS): Physical and Microbiological Assessment

Ingrid Daniela Pacheco Batista, Milena Braitenbach Moura, Keli Hoffstatter,
Silvana Isabel Schneider, Vanessa Facco Tarone, Jaqueline Ineu Golombieski

1.1 INTRODUÇÃO

O Brasil dispõe de uma das maiores reservas de água superficial do planeta, além de possuir mananciais subterrâneos expressivos (Kuhn *et al.*, 2015). As águas subterrâneas se tornaram fontes acessíveis e muitas vezes próprias para o consumo humano sem nenhum tipo de tratamento, pelo fato de estarem mais distantes da superfície e ainda possuírem o solo que auxilia no processo de filtragem de contaminantes (Heller; Pádua, 2010).

Nas áreas rurais, devido à limitada distribuição de água potável por meio de serviços fornecidos por empresas de abastecimento, é comum recorrer a fontes alternativas de captação de água, como poços subterrâneos, para atender às necessidades de consumo e atividades socioeconômicas. Todavia, devido à predominância de atividades agrícolas nessas regiões, que são significativas fontes de matéria orgânica, as fontes de abastecimento de água nessas localidades, estão suscetíveis à contaminação por efluentes resultantes dessas atividades, o que acarreta riscos à saúde humana, bem como a potencial contaminação das águas subterrâneas (Silva, 2019).

Embora as águas subterrâneas sejam menos suscetíveis à contaminação do que as águas superficiais, é importante destacar que a contaminação das águas subterrâneas é mais preocupante devido à lenta taxa de renovação dos aquíferos e à sua capacidade limitada de autodepuração (Libânio, 2010).

Portanto, uma vez que a água subterrânea esteja contaminada, existe o risco de que a contaminação persista e se espalhe mesmo após a fonte contaminante ter cessado.

Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo apresentar os resultados pertinentes às análises físicas e microbiológicas da qualidade da água destinada ao consumo humano, em propriedades rurais, localizadas no município de Condor, RS, Brasil. Essas áreas rurais enfrentam desafios relacionados à falta de infraestrutura adequada de abastecimento de água e estão sujeitas a atividades que podem afetar a qualidade da água consumida pelos residentes, indicando a relevância de inserir estas questões no contexto da Gestão de Recursos Hídricos e suas implicações em termos de Saúde Pública.

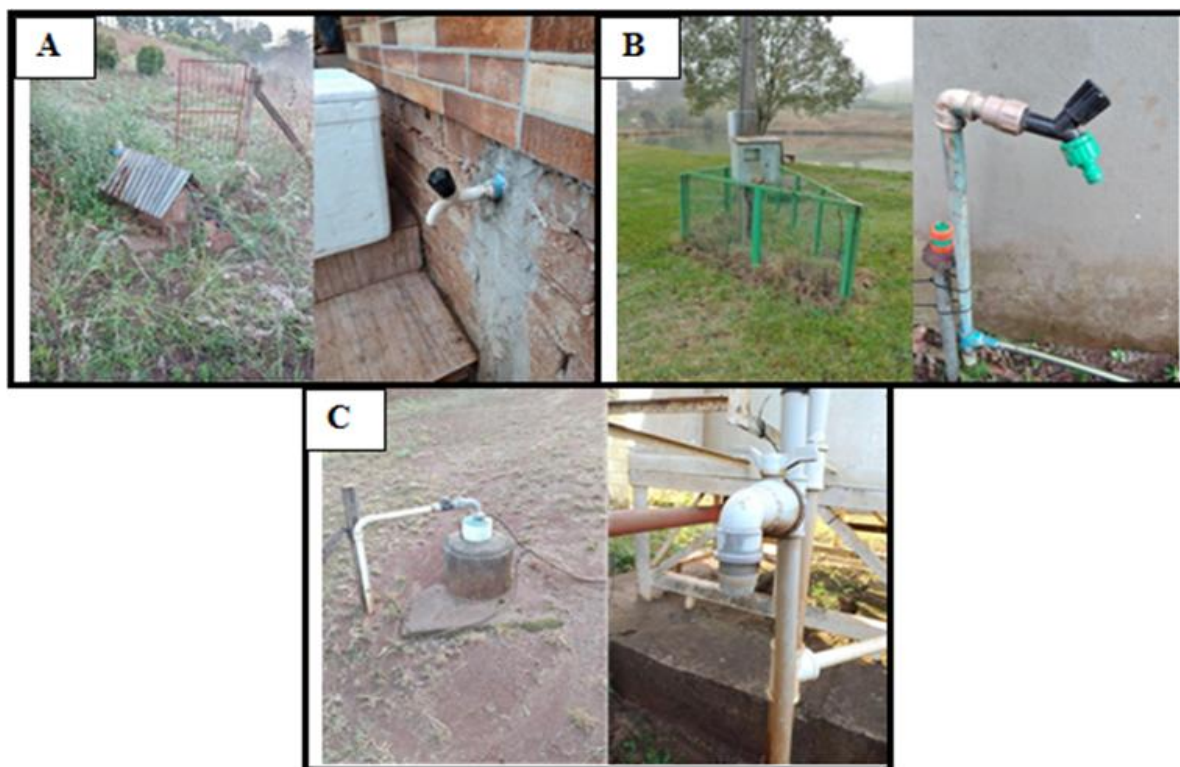
Além disso, é relevante ressaltar que todas as propriedades rurais analisadas possuem poços tubulares sem tratamento para o consumo de água, sendo estes de uso coletivo, favorecendo diversas famílias. A profundidade dos poços das propriedades rurais 1, 2 e 3 são 102, 151 e 160 m, respectivamente.

Nas diferentes propriedades rurais, as amostras de água foram coletadas diretamente das torneiras que recebem a água proveniente do poço (Figura 1-2). Essas coletas foram realizadas ao longo de um período de quatro meses, abrangendo os meses de maio a agosto de 2021, em cada localidade.

Durante o período amostral, cada coleta foi realizada em triplicata, garantindo a representatividade dos resultados. As amostras foram cuidadosamente acondicionadas em caixas térmicas para preservar as características microbiológicas, a fim de garantir a integridade e confiabilidade, seguindo as diretrizes estabelecidas pela ABNT - NBR 9.898/1987 (ABNT, 1987).

Posteriormente, as amostras foram transportadas para os laboratórios da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), localizados no campus de Frederico Westphalen, RS, Brasil, onde foram processadas dentro dos prazos estabelecidos.

Figura 1-2. Poços profundos analisados e torneiras de coleta de amostras de água de consumo humano na Propriedade 1 (A); Propriedade 2 (B) e Propriedade 3 (C).



Fonte: Acervo dos autores.

1.3 VARIÁVEIS ANALISADAS

As variáveis físicas e microbiológicas analisadas constam no Quadro 1-1. Para avaliar a homogeneidade das variâncias entre os meses estudados foi utilizado o teste de Levene, sendo que as comparações entre os meses analisados se procederam através da análise de variância (ANOVA), uma via, seguida do teste de Tukey ou de Kruskal-Wallis, teste paramétrico e não paramétrico, respectivamente.

Os valores foram expressos como média \pm erro padrão no programa utilizado (STATISTICA Software 7.0), sendo seu nível mínimo de significância $P < 0,05$.

Quadro 1-1. Variáveis analisadas e seus respectivos métodos.

VARIÁVEIS	MÉTODO UTILIZADO
Temperatura (°C)	Termômetro Portátil – 2550 B (APHA, 2012)
Turbidez (UT)	Turbidímetro – 2130 B (APHA, 2012)
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Condutivímetro – 2510 B (APHA, 2012)
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro - 2120 B (APHA, 2012)
Coliformes totais (NMP/100mL)	Tubos múltiplos - 9221 D (APHA, 2012)
Escherichia coli (NMP/100mL)	Tubos múltiplos - 9221 D (APHA, 2012)

Fonte: APHA, 2012

Vale ressaltar que, a análise quantitativa de Coliformes Totais e Escherichia coli foi realizada pelo método do substrato cromogênico (Colilert), a partir da técnica dos Tubos Múltiplos, onde os resultados são expressos em Número Mais Provável (NMP) por 100 mL (APHA, 2012).

Após a realização das análises laboratoriais, os resultados obtidos das variáveis físicas da água foram confrontados com as diretrizes estabelecidas na legislação nacional vigente, a Portaria GM/MS Nº 888, de 04 de maio de 2021 e com a Organização Mundial da Saúde (Brasil, 2021; OMS, 2017).

1.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

1.4.1 Temperatura

Para a variável temperatura, as médias dos valores das amostras de água coletadas nos meses estudados variaram de $11,00 \pm 0,00$ a $20,00 \pm 0,00$ graus Celsius (Tabela 1-1). O maior resultado ocorreu em junho e julho, e o menor foi registrado no mês de agosto.

Corcóvia e Celligoi (2012) mencionam que as águas subterrâneas apresentam uma amplitude térmica pequena, ou seja, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica.

Marion, Capoane e Silva (2007) em seus estudos sobre a avaliação da qualidade da água subterrânea em um dos vinte poços que abastecem a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, encontraram valores de temperatura da água que variaram de 18,00

a 23,20 °C. Os autores mencionam que, nos meses de inverno, a temperatura da água encontra-se mais elevada, quando comparada com a temperatura do ar. Isso acontece devido à proteção das camadas de solo e rochas acima do lençol freático, fazendo com que o lençol não entre em contato direto com a superfície do ar.

Tabela 1-1. Valores obtidos para a variável temperatura (°C).

Meses ano 2021	Propriedade 1	Propriedade 2	Propriedade 3	Precipitação pluviométrica (mm)
Maio	17,50 ± 0,00	17,00 ± 0,00	18,00 ± 0,00	133,00
Junho	13,00 ± 0,00	15,00 ± 0,00	20,00 ± 0,00	280,00
Julho	14,00 ± 0,00	15,00 ± 0,00	20,00 ± 0,00	35,50
Agosto	11,00 ± 0,00	11,00 ± 0,00	19,00 ± 0,00	77,80

Fonte: Elaborado pelos autores.

Scheffler *et al.* (2022), avaliaram a qualidade das águas subterrâneas de consumo humano em comunidades rurais no Noroeste do Rio Grande do Sul, e obtiveram valores semelhantes de temperatura nos meses de maio e junho, de 17,00 e 21 °C, respectivamente.

A Portaria GM/MS n.º 888/2021 (Brasil, 2021) e a OMS (2017), não apresentam VMP para a temperatura. Contudo, segundo Heller e Pádua (2010), valores elevados podem acentuar a sensação de odor e sabor nas águas, bem como, a cor e corrosão. É indicado para o consumo humano temperaturas superiores a 5 °C a fim de evitar irritações na mucosa gástrica e inferiores a 15 °C, para permanecer agradável ao paladar.

1.4.2 Turbidez

Para turbidez a média dos valores obtidos variaram de 0,04 ± 0,00 a 0,20 ± 0,01 UT e são apresentados na Tabela 1-2. A turbidez se origina principalmente devido à presença de sólidos em suspensão na água, e segundo Feitosa *et al.* (2008), esses sólidos praticamente não existem em águas subterrâneas, com exceção de águas em poços mal construídos, onde há presença de areia, silte e argila.

Cardoso e Fermino (2018) avaliaram a qualidade da água para consumo humano em dois distritos de Osório, RS. No distrito de Aguapés, onde a água foi captada de um poço profundo, a turbidez variou de 0,2 a 0,6 UT, resultados similares aos deste estudo. No entanto, no distrito de Passinhos, onde os reservatórios se apresentam em condições precárias, os valores estimados para a turbidez da água excederam os limites estabelecidos pela legislação.

Zerwes *et al.* (2015), em um estudo da análise de dez poços artesianos da zona rural do município de Imigrante no Vale do Taquari, RS, verificaram para a turbidez valores entre 0,02 a 11,69 UT. Segundo os autores, a determinação da turbidez da água é diretamente influenciada pela presença de material sólido em suspensão, o que afeta a transparência dela.

Para a variável em questão, a Portaria n.º 888 de 04 de maio de 2021 do Ministério da Saúde, e a Organização Mundial de Saúde (OMS), estabelecem VMP de 5,0 UT, portanto, os

valores encontrados neste estudo estão em conformidade com estas legislações (Brasil, 2021; OMS, 2017).

Tabela 1-2. Valores obtidos para a variável turbidez (UT).

Meses ano 2021	Propriedade 1	Propriedade 2	Propriedade 3	Precipitação pluviométrica (mm)*
Maio	0,09 ± 0,00a	0,20 ± 0,01a	0,08 ± 0,00a	133,00
Junho	0,04 ± 0,00b	0,04 ± 0,00c	0,04 ± 0,00b	280,00
Julho	0,09 ± 0,00a	0,09 ± 0,00b	0,09 ± 0,00a	35,50
Agosto	0,05 ± 0,00b	0,04 ± 0,00c	0,05 ± 0,01b	77,80

Letras iguais minúsculas (coluna) indicam que não existe diferença significativa entre os meses estudados, pelo teste de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$). Média ± Erro Padrão; *Construído a partir de informações disponibilizadas pela EMATER (2021).

Fonte: Elaborado pelos autores.

1.4.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica nos meses estudados variou de $124,00 \pm 0,17$ a $227,75 \pm 1,59$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ e estão apresentados na Tabela 1-3.

Tabela 1-3. Valores obtidos para a variável condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Meses ano 2021	Propriedade 1	Propriedade 2	Propriedade 3	Precipitação pluviométrica (mm)*
Maio	215,73 ± 0,37b	193,22 ± 0,88b	143,37 ± 0,04b	133,00
Junho	207,50 ± 0,17c	186,50 ± 1,79c	161,70 ± 0,46a	280,00
Julho	211,95 ± 0,32b	188,40 ± 0,23c	124,00 ± 0,17c	35,50
Agosto	227,75 ± 1,59a	204,75 ± 0,61a	144,40 ± 0,40b	77,80

Letras iguais minúsculas (coluna) indicam que não existe diferença significativa entre os meses estudados, pelo teste de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$). Média ± Erro Padrão; *Construído a partir de informações disponibilizadas pela EMATER (2021).

Fonte: Elaborado pelos autores.

Reginato *et al.* (2021), que analisaram as águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral, na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, encontraram valores que variaram de 116,5 a 259,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De acordo com os autores, a condutividade elétrica < 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ podem representar baixo grau de mineralização, e > 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pode indicar águas um pouco mais mineralizadas.

Para os autores Reginato *et al.* (2018), que realizaram monitoramento em poços tubulares no município de Carlos Barbosa, RS, os valores de condutividade elétrica variaram entre 114 e 167,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Houve uma pequena correlação entre a condutividade elétrica e as médias de precipitação no período analisado.

Löbler, Borba e Silva (2015), em seu trabalho, relatam que os resultados de condutividade elétrica tiveram influência da precipitação. Os autores afirmam que os eventos chuvosos diminuem os valores de condutividade elétrica por meio da dissolução dos sais presentes na água.

Do mesmo modo, é possível relacionar os resultados de condutividade elétrica do presente trabalho, com a precipitação ocorrida no município no período amostrado. No mês de junho ocorreu o maior valor de precipitação, e percebe-se que para as Propriedades 1 e 2 os resultados de condutividade elétrica foram menores, quando comparados aos outros meses.

Salienta-se que a Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021, do Ministério da Saúde (Brasil, 2021), e a OMS (2017), não estabelecem valores máximos permitidos (VMP) para a variável.

1.4.4 Cor aparente

Para cor aparente as Propriedades 1 e 2 apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método (< LOD), que foi de 0,002 uH, com exceção do mês de junho para ambas, onde as médias de cor aparente para a propriedade 1 e 2 no mês de junho foram de 0,4 uH (Tabela 1-4).

Tabela 1-4. Valores obtidos para a variável cor aparente (uH).

Meses ano 2021	Propriedade 1	Propriedade 2	Propriedade 3	Precipitação pluviométrica (mm)*
Maio	< LOD	< LOD	< LOD	133,00
Junho	0,4 ± 0,18	0,4 ± 0,41	< LOD	280,00
Julho	< LOD	< LOD	< LOD	35,50
Agosto	< LOD	< LOD	< LOD	77,80

LOD = Abaixo do limite de detecção do método (< LOD = 0,002 uH). *Construído a partir de informações disponibilizadas pela EMATER (2021).

Fonte: Elaborado pelos autores.

Bezerra *et al.* (2020), realizaram um estudo referente a qualidade da água subterrânea para consumo humano e sua correlação com fontes poluidoras na sub-bacia do Rio Taperoá, PB, encontraram valores para cor aparente que variaram de 0,5 a 29,3 uH. Ainda, afirmam que essa variável provém de substâncias dissolvidas e monitorar a mesma é fundamental, em virtude de que atribui caráter de rejeição pelo consumidor, o levando a procurar nova fonte de abastecimento.

Bezerra *et al.* (2018), executaram a análise situacional da qualidade de água subterrânea oriunda de 30 poços da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil, e os valores da cor variaram de < LOD a 977 uH.

De acordo com a Portaria n.º 888, de 04 de maio de 2021 do Ministério da Saúde (Brasil, 2021), o valor máximo permitido (VMP) para cor aparente é de 15 uH, e a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017), estabelece o mesmo valor, estando as três propriedades deste estudo em acordo com as legislações vigentes.

1.4.5 Coliformes totais e *Escherichia coli*

Se tratando de coliformes totais, a Propriedade 1 apresentou resultados positivos em todos os meses analisados, que variaram de 50 a 300 NMP/100 mL. As demais propriedades apresentaram valores < 2 NMP/100 mL no decorrer dos meses estudados.

Para *E. coli*, as três propriedades analisadas obtiveram valores < 2 NMP/100 mL desta variável durante o período em questão. Os resultados são apresentados na Tabela 1-5.

Tabela 1-5. Valores obtidos para coliformes totais e *Escherichia coli* (NMP/100mL).

Meses ano 2021	Propriedade 1		Propriedade 2		Propriedade 3	
	Coliformes	<i>E. coli</i>	Coliformes	<i>E. coli</i>	Coliformes	<i>E. coli</i>
Maio	300	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Junho	300	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Julho	50	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Agosto	80	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2

Fonte: Elaborado pelos autores.

Conforme Santos e Mohr (2013), no contexto brasileiro, é uma exigência legal que as águas naturais destinadas ao consumo não representem nenhum risco à saúde humana. Portanto, é imprescindível que a água apresente ausência de microrganismos patogênicos, especialmente *Escherichia coli*. Além disso, devido à natureza das amostras analisadas, não se admite a presença de Coliformes Totais.

No estudo conduzido por Mendonça *et al.* (2019) na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, foi observada a presença de coliformes totais em 9 dos 20 poços analisados. Os autores associaram esse fato à proximidade desses poços com áreas urbanas, onde sistemas individuais de tratamento de esgoto são comuns. Além disso, destacaram que a prática de utilizar dejetos líquidos de suínos como fertilizante ou descartá-los diretamente no solo, seja na propriedade em questão ou em áreas vizinhas, pode contribuir para a contaminação da água.

De acordo com as pesquisas conduzidas por Thomas *et al.* (2016) e Bortoloti *et al.* (2018), constatou-se uma correlação entre a alta intensidade de chuvas e a presença de coliformes em amostras de água e solo em áreas onde ocorre a aplicação de dejetos líquidos de suínos. Thomas *et al.* (2016) conduziram seu estudo no município de Três Passos, RS, enquanto Bortoloti *et al.* (2018) realizaram suas investigações em um ponto de coleta situado na zona rural de Itajubá, MG.

Conforme Schneider, Nadvorny e Schmidt (2009), as atividades agrícolas direcionadas à produção animal têm sido identificadas como uma das principais fontes de contaminação fecal em águas subterrâneas.

Essas descobertas são consistentes com os resultados obtidos na Propriedade 1 deste estudo, que está localizada em proximidade com a área urbana do município, adota sistemas de tratamento de esgoto similares e também enfrenta a disposição frequente de dejetos suínos diretamente no solo, comum em áreas rurais do município.

1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Durante o período amostral do monitoramento foi possível constatar que as variáveis físicas cor aparente e turbidez encontraram-se de acordo com a legislação vigente, ou seja, a Portaria GM/MS Nº 888, de 04 de maio de 2021, e a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017). As demais variáveis físicas como condutividade elétrica e temperatura não possuem valores máximos permitidos estabelecidos em legislação. Contudo, buscou-se analisar trabalhos que contemplassem estas variáveis para a realização de comparações com o presente estudo, e neste caso se pode concluir que há concordância em valores estimados para tais variáveis.

Em relação a análise microbiológica, para coliformes totais, apenas a Propriedade 1 se apresentou em desconformidade. As demais propriedades apresentaram conformidade tanto para coliformes totais quanto *Escherichia coli*. O período de monitoramento revelou uma correlação significativa entre a contaminação microbiológica e as condições construtivas do poço subterrâneo da Propriedade 1, uma vez que ele se encontra localizado em proximidade a áreas agrícolas e apresenta condições estruturais comprometidas. Consequentemente, recomendou-se a adoção de um sistema de cloração como medida de desinfecção da água para os proprietários.

A cloração é uma técnica amplamente reconhecida e eficaz para a eliminação de agentes contaminantes presentes na água, como microrganismos patogênicos. Essa medida preventiva pode contribuir para a melhoria da qualidade da água fornecida aos proprietários e reduzir os riscos associados à contaminação microbiológica.

Estes resultados destacam a importância crucial da vigilância e controle da qualidade da água destinada ao consumo humano, com o objetivo de garantir a segurança e a saúde dos consumidores.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987. Disponível em: <http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-9.898-Coleta-de-Amostras.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2023.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, EUA: APHA, 2012.

BEZERRA, A. D. A. *et al.* Análise situacional da qualidade de água subterrânea oriunda de poços da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, Ceará, v. 9, n. 1, p. 94-104, abr. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18571/acbm.158>. Acesso em: 25 ago. 2023.

BEZERRA, E. B. N. *et al.* **Qualidade da água subterrânea para consumo humano e sua correlação com fontes poluidoras na Sub-bacia do Rio Taperoá - PB**. Dae, São Paulo, v. 68, n. 223, p. 101-111, jul. 2020.

BORTOLOTTI, K. C. S.; MELLONI, R.; MARQUES, P. S.; CARVALHO, B. M. F.; ANDRADE, M. C. Qualidade microbiológica de águas naturais quanto ao perfil de resistência de bactérias heterotróficas a antimicrobianos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 717-725, jul.-ago. 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018169903.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS n. 888, de 4 de maio de 2021**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível

em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 20 ago. 2023.

CARDOSO, E. N.; FERMINO, F. S. Comparação da qualidade da água para consumo humano de dois distritos do município de Osório/RS. **Águas Subterrâneas**, [S.l.], v. 32, n. 3, 2018. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29219>. Acesso em: 29 ago. 2023.

CORCÓVIA, J. A.; CELLIGOI, A. Avaliação preliminar da qualidade da água subterrânea no município de Ibiporã-PR. **Revista de Estudos Ambientais**, Londrina, v. 14, n. 2, p. 39-48, 2012. Disponível em: <https://bu.furb.br/ojs/index.php/rea/article/view/2926/2074>. Acesso em: 29 ago. 2023.

EMATER. **ASSOCIAÇÃO RIOGRANDENSE DE EMPREENDIMENTOS DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL**. Dados pluviométricos. Condor – RS, 2021.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

FEPAM – **FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER**. Biblioteca Digital: arquivos digitais para uso em SIG. Porto Alegre: FEPAM, 2005. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/geo/bases_geo.asp. Acesso em: 6 dez. 2021.

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

KUHN, M. R. *et al.* Avaliação físico-química e microbiológica da qualidade das águas dos poços artesianos que abastecem o distrito de Boa Vista, no município de Triunfo – RS. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 7, n. 4, 2015. Disponível em: <http://www.univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/505>. Acesso em: 30 ago. 2023.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos da qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas – SP: Editora Átomo, 2010. 496 p.

LÖBLER, C. A.; BORBA, W. F. de; SILVA, J. L. S. da. Relação entre a pluviometria e a condutividade elétrica em zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 115-121, dez. 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/15833/pdf>. Acesso em: 27 ago. 2023.

MACHADO, J. L. F.; FREITAS, M. A. de. **Mapa hidrogeológico do Estado do Rio Grande do Sul**. 2005. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br>. Acesso em: 27 ago. 2023.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVA, J. L. S. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria – RS. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 97-109, 2007. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/9761>. Acesso em: 26 ago. 2023.

MENDONÇA, P. C. *et al.* Avaliação da qualidade das águas em poços destinados ao abastecimento público no Noroeste do Rio Grande do Sul. **AIDIS**, Três Passos, v. 12, n. 3, p. 552-570, dez. 2019. Disponível em: <http://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/63431/64124>. Acesso em: 26 ago. 2023.

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: 20 ago. 2023.

REGINATO, P. A. R. *et al.* Monitoramento e avaliação dos parâmetros pH e CE da água subterrânea de poços tubulares utilizados para abastecimento no município de Carlos Barbosa (RS). **Anais do Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves, 2018. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/180406/001070517.pdf?sequence=1&isAllowed>. Acesso em: 26 ago. 2023.

REGINATO, P. A. R. *et al.* Análise da influência de fraturas, da precipitação e da produção de poços no pH e na condutividade elétrica (CE) das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), na região Nordeste

do estado do Rio Grande do Sul. **Pesquisas em Geociências**, v. 48, n. 2, 2021. Disponível em: <https://www.seer.ufrgs.br/index.php/PesquisasemGeociencias/article/view/103908>. Acesso em: 26 ago. 2023.

SANTOS, R. S.; MOHR, T. Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. **Revista Contexto e Saúde**, Ijuí, v. 13, n. 24/25, p. 46-53, 2013. Disponível em: <https://revistas.unijui.edu.br/index.php/contextoesaude/article/view/2877>. Acesso em: 24 ago. 2023.

SCHEFFLER, J. *et al.* Qualidade das águas subterrâneas de consumo humano em comunidades rurais no noroeste do Rio Grande do Sul. **Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, Três Passos, v. 11, n. 1, p. 72-92, mar. 2022. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/10. Acesso em: 26 ago. 2023.

SCHEIBE, L. F.; HIRATA, R. C. A. O contexto tectônico dos sistemas aquíferos Guarani e Serra Geral em Santa Catarina: uma revisão. **Águas Subterrâneas**, 2008. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23794>. Acesso em: 24 ago. 2023.

SCHNEIDER, R. N.; NADVORNY, A.; SCHMIDT, V. Perfil de resistência antimicrobiana de isolados de *Escherichia coli* obtidos de águas superficiais e subterrâneas, em área de produção de suínos. **Biotemas**, v. 22, n. 3, 2009. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/8650/a6dcda6f5d71fcd9856faa828efa2f5fd719.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2023.

SILVA, A. B. *et al.* Química ambiental: monitoramento físico-químico da água de um poço artesiano na cidade de Remígio-PB. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 3, 2019. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29583>. Acesso em: 23 ago. 2023.

STATSOFT INC. **Statistica 7.0**. Tulsa: StatSoft Inc., 2004.

THOMAS, V. *et al.* Avaliação da contaminação da água e do solo por coliformes em área adjacente à aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) no município de Três Passos/RS. In: **XXI Jornada de Pesquisa**, 2016. Disponível em: <https://www.publicacoeseventos.unijui.edu.br/index.php/salaconhecimento/article/view/6586>. Acesso em: 24 ago. 2023.

ZERWES, C. M. *et al.* Análise da qualidade da água de poços artesianos do município de Imigrante, Vale do Taquari/RS. **Ciência e Natura**, Santa Maria - RS, v. 37, n. 4, p. 651-663, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/17385/pdf>. Acesso em: 29 ago. 2023.

Capítulo 2 - FITORREMEDIAÇÃO POR *SCHINUS TEREBINTHIFOLIA* EM ÁREA COM ÁGUA SUBTERRÂNEA CONTAMINADA POR COVS

Chapter 2 - Phytoremediation by Schinus terebinthifolia in an Area with Groundwater Contaminated by VOCs

Débora Machado de Souza, Brunna Castilhos Petersen, Feliciane Andrade Brehm,
Regina Célia Espinosa Modolo, Daiane Calheiro Evaldt, Carlos Alberto Mendes Moraes

2.1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas se encontram abaixo da superfície terrestre, preenchendo os poros das rochas e dos sedimentos, formando os aquíferos. De acordo com a Lei nº 15.434/2020, a qual institui o Código Estadual de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, em seu artigo 2º, inciso II: “aquífero: água subterrânea estabelecida em uma formação suficientemente porosa de rocha permeável, capaz de armazenar e fornecer quantidades significativas de água” (Rio Grande do Sul, 2020). E de acordo com a Resolução CONAMA nº 396/2008, em seu artigo 2º, inciso I, define águas subterrâneas como: “águas que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo” (Brasil, 2008).

No Brasil, muitos setores utilizam as águas subterrâneas para abastecimento humano, animal e/ou industrial, através da escavação de poços tubulares. No ano de 2018, de acordo com a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2018), o perfil dos usuários brasileiros, que utilizavam as águas subterrâneas, era de predominância para abastecimento doméstico.

Os processos naturais, assim como as atividades humanas, podem alterar as características físico-químicas e biológicas da água. A qualidade das águas é afetada pela mudança nos níveis de nutrientes, metais pesados, componentes orgânicos persistentes, agrotóxicos e outros. O acréscimo contínuo de contaminantes pode levar a concentrações que irão exceder a capacidade do meio ambiente de suportá-los, gerando alterações que podem ser impossíveis de reverter (ANA, 2013). Há uma grande quantidade de contaminantes orgânicos e inorgânicos que são produzidos pelo homem que podem ser levados para as águas superficiais e subterrâneas de forma a contaminá-las, entre elas está o uso de agrotóxicos e processos industriais. Os contaminantes orgânicos, por exemplo os defensivos agrícolas, são encontrados com frequência nas águas subterrâneas, aonde chegam através da lixiviação do solo e das águas superficiais. Alguns destes compostos persistem no ambiente por muitos anos (ANA, 2013).

Nas últimas duas décadas, o uso da biorremediação como tecnologia alternativa se intensificou. A técnica utiliza organismos vivos, como microrganismos e plantas para descontaminação de solos e água, podendo inclusive estimular a saúde das plantas e aumentar o crescimento delas sem efeitos adversos para o meio ambiente (Vasilyeva *et al.*, 2020). A fitorremediação tem recebido mais atenção nos últimos anos devido a necessidade de tecnologias para tratamento de efluentes com custo operacional reduzido (Petersen *et al.*, 2023). A mesma utiliza plantas verdes para descontaminar o solo, água e ar, podendo ser aplicada tanto

para compostos orgânicos como inorgânicos (metais pesados) e é baseada na seletividade que as espécies apresentam em relação a determinados tipos de contaminantes (Song *et al.*, 2016). A habilidade destas plantas em absorver os contaminantes depende muito de espécie para espécie, sendo umas mais eficientes que outras para determinados elementos, baseado nas características genéticas, morfológicas, fisiológicas e anatômicas das plantas (Lone *et al.*, 2008).

De acordo com Santos (2017), o uso da fitorremediação no Brasil é recente, sendo os registros do ano de 2000. Nosso país é privilegiado pela aplicação desta técnica em função das condições climáticas e, também, da grande biodiversidade de espécies vegetais presentes no território brasileiro. A Aroeira Vermelha (*Schinus terebinthifolia* Raddi) é uma destas espécies, com origem na América do Sul, nativa do Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina, possui distribuição tropical e subtropical, estendendo-se do Rio Grande do Sul até Pernambuco. Pode atingir até 15 m de altura, com diâmetros variando entre 30 e 60 cm, na fase adulta. Possui um tronco tortuoso, com casca grossa que varia de 1 a 5 cm e matéria resinosa impregnada, além de uma copa em formato ovóide (Almeida, 2005). Suas folhas são verde-escuras, perenes, com 10 a 15 cm de comprimento e 2 a 3 cm de largura, imparipinadas, ou seja, possui número ímpar de folíolos. A espécie tem sido relatada por vários autores, com potencial para ser utilizada para recuperação de ambientes naturais. Durante a sua evolução, apresentou adaptações e passou a se desenvolver bem em locais com contaminação, locais secos ou inundados. Os metabólitos secundários produzidos pela espécie são importantes atuantes na defesa contra os ataques de organismos herbívoros, sendo mais uma razão para ser uma espécie indicada para revegetação (Mendes, 2019).

Neste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar se a espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi está atuando como fitorremediadora, em uma área contaminada por compostos orgânicos voláteis. O objetivo específico foi buscar identificar, através de folhas, caules e raízes da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi, a presença dos contaminantes, tetracloreto de carbono, 1,2-dicloroetano e clorofórmio pelo método “ABNT NBR 10005:2004, EPA 8260d:2018” em laboratório comercial.

2.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO

O estudo de caso foi realizado em uma indústria no estado do Rio Grande do Sul, na qual há presença de contaminantes orgânicos voláteis nas águas subterrâneas nos limites da empresa. A metodologia do estudo foi dividida em cinco etapas:

1. Definição da espécie da planta a ser avaliada quanto ao potencial fitorremediador a compostos orgânicos voláteis. A escolha foi baseada em análises e estudos anteriores do grupo Núcleo de Caracterização de Materiais (NucMat) projeto Remediação de Áreas Degradadas.
2. Levantamento dos piezômetros com maiores e menores concentrações dos contaminantes escolhidos para o estudo: dos principais compostos orgânicos poluentes: tetracloreto de carbono, 1-2 dicloroetano e clorofórmio, obtidos no período de 2005 a 2020. Identificação da ocorrência da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi nas proximidades piezômetros escolhidos.

3. Coleta das amostras no local contaminado. Dois pontos nos quais há presença da espécie vegetal e há maiores concentrações de contaminantes e um ponto no qual há presença da *Schinus terebinthifolia* Raddi porém não há concentração destes contaminantes ou a concentração foi baixa, para servir como amostra referência (Quadro 2-1). Além das amostras da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi também foram coletadas amostras do solo ao entorno das raízes da planta, nos pontos selecionados. Para as amostras de solos, além dos compostos orgânicos voláteis selecionados nas amostras de *Schinus terebinthifolia* Raddi também foram selecionados outros compostos.
4. Envio das amostras para laboratório externo para análise de concentração dos compostos orgânicos voláteis de interesse. As análises foram realizadas em laboratórios externos devido à necessidade de colunas e padrões específicos para a análise de cromatografia gasosa. Os limites de quantificação para cada composto orgânico volátil, pode ser visto no Quadro 2.2. As análises foram realizadas de acordo com a ABNT NBR 10005:2004, EPA 8260 d:2018.
5. Interpretação dos resultados obtidos e busca na literatura de novas técnicas ou métodos de análises de compostos orgânicos voláteis em plantas.

Quadro 2-1. Amostras coletadas e identificadas de *Schinus terebinthifolia* Raddi.

Amostras	Identificação	Descrição
1 - Folhas	Piezômetro 1	Com detecção dos compostos de interesse
2 - Caules	Piezômetro 1	Com detecção dos compostos de interesse
3 - Raiz	Piezômetro 1	Com detecção dos compostos de interesse
4 - Folhas	Piezômetro 18	Sem detecção dos compostos de interesse
5 - Caules	Piezômetro 18	Sem detecção dos compostos de interesse
6 - Raiz	Piezômetro 18	Sem detecção dos compostos de interesse
7 - Folhas	Piezômetro 9	Com detecção dos compostos de interesse
8 - Caules	Piezômetro 9	Com detecção dos compostos de interesse
9 - Raiz	Piezômetro 9	Com detecção dos compostos de interesse

Fonte: Elaborado pelos autores.

Para o desenvolvimento da pesquisa foram analisados 13 piezômetros nos quais identificaram-se concentrações do tetracloreto de carbono (Quadro 2-2), no período de 2005 a 2020. Os piezômetros 1 (com 2,3 metros de profundidade) e 9 (com 4,41 m de profundidade) foram escolhidos como ponto de partida para coleta da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi e solo ao entorno da raiz.

O tetracloreto de carbono foi escolhido como composto base para a definição dos poços de monitoramento a serem estudados pois o seu valor normativo para potabilidade é o menor entre os três compostos, $4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Portaria do Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro nº 888, de 2021).

O piezômetro nº 1 foi o que apresentou maior total de concentrações ao longo dos anos de 2005 a 2020. O segundo piezômetro com maior concentração foi o nº 7, seguido do 3, porém estes não foram escolhidos devido às profundidades de 11,26 m e 11,8 m, respectivamente, na

qual seria menos provável das raízes da planta conseguirem realizar a fitorremediação. Os piezômetros 12 e 13 apesar de terem concentrações maiores que o piezômetro 9, e terem indivíduos de *Schinus terebinthifolia* Raddi próxima, apresentavam condições desfavoráveis (vegetação alta, solo alagadiço, entre outros) para a coleta.

Quadro 2-2. Treze piezômetros nos quais foram identificadas concentrações do composto tetracloreto de carbono no período de 2005 a 2020

Piezômetro	Prof.	2005	2007	2010	2012	2016	2017	2018	2019	2020	Σ
(n°)	(m)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)	(µg L-1)
1	2,3	SD	SD	SD	SD	SD	SD	226	0	32	258
2	5 e 6	SD	SD	SD	SD	SD	SD	46,5	28,8	6,3	81,6
3	11,8	SD	SD	SD	SD	SD	SD	90,5	45,2	42	177,7
4	4,37	SD	SD	0	SD	SD	SD	19,2	15,9	14	49,1
5	4,5	SD	SD	14,6	17,3	5,96	16,4	5,65	0	11	70,91
6	3	0,9	29,2	6,9	SD	SD	SD	0	0	0	40
7	11,3	SD	SD	10	29,6	38,6	83,5	69,4	21,6	12	264,7
8	4,69	SD	SD	SD	SD	SD	SD	7,68	9,8	9,6	27,08
9	4,41	SD	SD	2,54	SD	SD	SD	54,6	30,9	12	97,5
10	4,12	SD	SD	0	SD	SD	SD	36,6	46,1	14	96,7
11	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	0	6,62	5,5	12,12
12	2	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	15,8	117	132,8
13	4,59	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	122	10,7	132,7

*SD: Sem dados; Prof.: Profundidade.

Fonte: Elaborado pelos autores com dados fornecidos pela empresa objeto de estudo.

As concentrações de clorofórmio no período de 2005 a 2020 podem ser observadas no Quadro 2-3. Assim como no levantamento das concentrações do composto tetracloreto de carbono, o piezômetro 7 apresentou as maiores concentrações do composto clorofórmio, porém como dito anteriormente, não foi escolhido devido a sua profundidade (11,8 m). Além do piezômetro 9, que foi escolhido para ponto de coleta, os piezômetros 4, 5, 8 e 10 também apresentaram concentrações mais elevadas do composto em relação aos demais verificados. Salienta-se que o valor normativo de potabilidade para o clorofórmio é de 100 µg L⁻¹ (Portaria do Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro n° 888, de 2021).

As concentrações de 1,2-dicloroetano no período de 2005 a 2020 podem ser observadas no Quadro 2-4. O piezômetro 6 apresentou maior somatório de concentrações do composto 1,2-dicloroetano, porém a concentração identificada em 2020 foi inferior (12 µg L⁻¹) a dos piezômetros 1 (54 µg L⁻¹) e 9 (41 µg L⁻¹).

A espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi (Figura 2-1), registrada em diversos locais da área de interesse durante a primeira visita ao local, foi identificada pelo grupo de remediação de áreas degradadas da Unisinos, como uma espécie fitorremediadora com mecanismo de fitoextração e fitoestabilização (Ludwig, 2020; De Souza *et al.*, 2023). A escolha desta espécie para o estudo também é baseada pelo fato de a mesma ser uma espécie nativa da região. A espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi, foi identificada nos três pontos escolhidos para coleta. Próximo ao piezômetro 1 com distância entre o piezômetro e a espécie de 3,30 m; nas proximidades do

piezômetro 9 com distância entre o piezômetro e a espécie de 2,20 m; e próximo ao piezômetro 18 com distância entre o piezômetro e a espécie de 7,8 m.

Quadro 2-3. Treze piezômetros nos quais foram identificadas concentrações do composto clorofórmio no período de 2005 a 2020.

Piezômetro	Prof.	2005	2007	2010	2012	2016	2017	2018	2019	2020	Σ
(n°)	(m)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)
1	2,3	SD	SD	SD	SD	SD	SD	75,2	10,8	23	109
2	5 e 6	SD	SD	SD	SD	SD	SD	82,3	20,5	43	145,8
3	11,8	SD	SD	SD	SD	SD	SD	68,3	50,9	62	181,2
4	4,37	SD	SD	64,2	SD	SD	SD	69,8	59,8	116	309,8
5	4,5	SD	SD	80,8	56	31,7	59,3	17,9	0	60	305,7
6	3,0	3,4	73,62	88,5	SD	SD	SD	0	0	5,9	171,42
7	11,26	SD	SD	43,1	SD	131	226	173	82,2	63	718,3
8	4,69	SD	SD	54,8	SD	SD	SD	63,9	105	70	293,7
9	4,41	SD	SD	26,4	SD	SD	SD	243	77,4	112	458,8
10	4,12	SD	SD	45,5	SD	SD	SD	0	0	112	157,5
11	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	0	6,61	5,9	12,51
12	2,0	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	7,02	83,4	90,42
13	4,59	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	164	4,06	168,06

*SD: Sem dados; Prof.: Profundidade.

Fonte: Elaborado pelos autores com dados fornecidos pela empresa objeto de estudo.

Quadro 2-4. Treze piezômetros nos quais foram identificadas concentrações do composto 1,2-dicloroetano no período de 2005 a 2020

Piezômetro	Prof.	2005	2007	2010	2012	2016	2017	2018	2019	2020	Σ
(n°)	(m)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)
1	2,3	SD	SD	SD	SD	SD	SD	234	0	54	288
2	5 e 6	SD	SD	SD	SD	SD	SD	123	0	66	189
3	11,8	SD	SD	SD	SD	SD	SD	146	65,6	156	367,6
4	4,37	SD	SD	136	SD	SD	SD	51,1	0	66	253,1
5	4,5	SD	SD	154,9	61,9	5,81	12,5	9,27	0	52	296,38
6	3,0	22,8	263,62	123	SD	SD	SD	0	2,86	12	424,28
7	11,26	SD	SD	11,5	35,8	47,6	82,7	68,7	31,9	31	309,2
8	4,69	SD	SD	98	SD	SD	SD	0	21,7	22	141,7
9	4,41	SD	SD	42,3	SD	SD	SD	78,7	0	41	162
10	4,12	SD	SD	96,5	SD	SD	SD	0	0	50	146,5
11	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	6,68	85,3	51	142,98
12	2,0	SD	SD	SD	SD	SD	SD	0	0	8,45	8,45
13	4,59	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	0	2,39	2,39

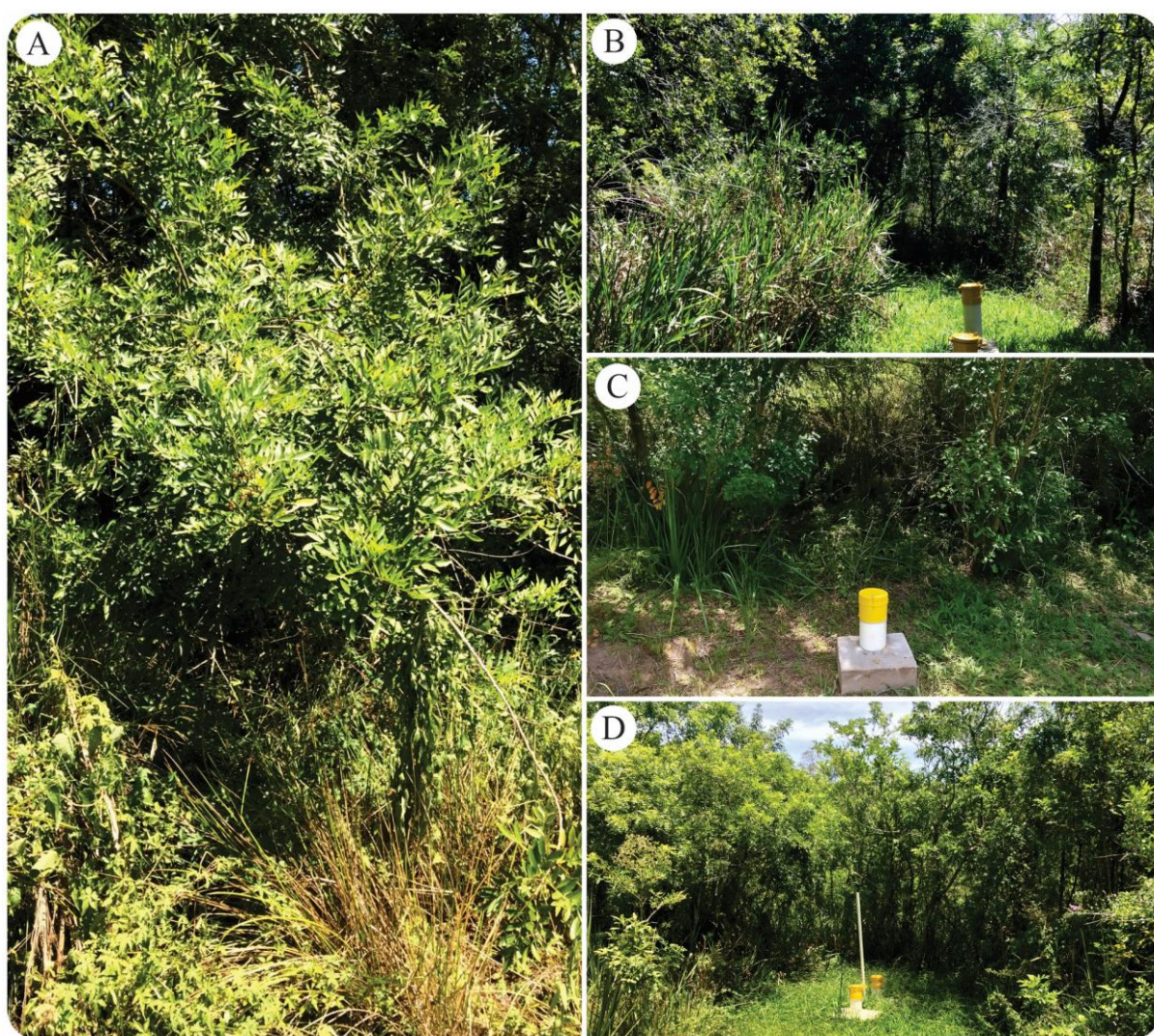
*SD: Sem dados; Prof.: Profundidade.

Fonte: Elaborado pelos autores com dados fornecidos pela empresa objeto de estudo.

As amostras das espécies de plantas foram mantidas e enviadas em caixa de isopor e refrigeradas com Gelox. As amostras de solo foram mantidas em refrigeração, em geladeira a

4 °C. Não foi possível realizar o envio das amostras no mesmo dia da coleta devido ao horário de finalização das atividades. No outro dia, às 8:00 h (horário de abertura da transportadora) foram enviadas folhas, caules e raízes para o laboratório 1, na cidade de São Paulo. As amostras de solo foram enviadas, também no dia após a coleta, para o laboratório 2 também na cidade de São Paulo. As temperaturas de chegada das amostras bem como os tempos de retenção delas foram respeitados. Em cada um dos três pontos de coleta escolhidos foram coletadas amostras de folhas, caules e raízes da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi, bem como do solo ao entorno da raiz.

Figura 2-1.Registro fotográfico de indivíduos da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi em diferentes pontos da área de estudo: (1A) nos limites da empresa; (1B) a 3,30 m do piezômetro 1; (1C) à 2,20 m do piezômetro 9; e (1D) à 7,8 m do piezômetro 18.



Fonte: Acervo dos autores: (A) Registro 07/01/2021; (B, C e D) Registro 14/06/2021.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados recebidos do laboratório 1, para as análises de folhas, caules e raízes, dos três pontos de coleta, são apresentados no Quadro 2-5. Pelo método aplicado pelo laboratório 1 (ABNT NBR 10005:2004, EPA 8260 D:2017) não foi possível identificar concentrações de tetracloreto de carbono, clorofórmio e 1,2 dicloroetano acima do limite de quantificação em nenhuma das amostras. O limite de quantificação para o 1,2 dicloroetano, clorofórmio e tetracloreto de carbono foi de $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$, e os limites de detecção para o 1,2 dicloroetano e para o clorofórmio foi de $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ e já para o tetracloreto de carbono foi $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$. De acordo com a United States Environmental Protection Agency - EPA (2016) o limite de detecção do método é a concentração mínima medida de uma substância com 99% de confiança de que a concentração medida é distinguível dos resultados usados como branco do método.

Quadro 2-5. Resultados das análises de folhas, caules e raízes para concentrações de tetracloreto de carbono, 1,2 dicloroetano e clorofórmio.

Amostras	Identificação	1,2-Dicloroetano	Clorofórmio	Tetracloreto de carbono
1 – Folhas	Piezômetro 1	< 2,0	< 2,0	< 2,0
2 – Caules	Piezômetro 1	< 2,0	< 2,0	< 2,0
3 – Raiz	Piezômetro 1	< 2,0	< 2,0	< 2,0
4 – Folhas	Piezômetro 18	< 2,0	< 2,0	< 2,0
5 – Caules	Piezômetro 18	< 2,0	< 2,0	< 2,0
6 – Raiz	Piezômetro 18	< 2,0	< 2,0	< 2,0
7 – Folhas	Piezômetro 9	< 2,0	< 2,0	< 2,0
8 – Caules	Piezômetro 9	< 2,0	< 2,0	< 2,0
9 – Raiz	Piezômetro 9	< 2,0	< 2,0	< 2,0

Fonte: Elaborado pelos autores com dados do laboratório 1.

Os resultados recebidos do laboratório 2, para as análises de solo, no ponto de coleta próximo ao piezômetro 1, são vistos no Quadro 2-6. Pelo método aplicado pelo laboratório 2 (EPA 8260 D:2018) não foi possível identificar concentrações de tetracloreto de carbono, clorofórmio e 1,2 dicloroetano acima do limite de quantificação em nenhuma das amostras.

Os resultados recebidos do laboratório 2, para as análises de solo, no ponto de coleta próximo ao piezômetro 9, são apresentados no Quadro 2-7. Assim como no ponto de coleta próximo ao piezômetro 1, não foi possível identificar concentrações de tetracloreto de carbono, clorofórmio e 1,2 dicloroetano acima do limite de quantificação em nenhuma das amostras.

Os resultados recebidos do laboratório 2, para as análises de solo, no ponto de coleta próximo ao piezômetro 18, são vistos no Quadro 2-8. Não foram identificados valores acima do limite de quantificação, para os compostos de tetracloreto de carbono, clorofórmio e 1,2 dicloroetano.

Quadro 2-6. Resultados da análise de solo ao entorno da raiz da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi próximo ao piezômetro 1

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite quantificação	Limite de identificação
Diclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,025	< 0,025	0,013
1,1-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Clorofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Benzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0063	< 0,0063	0,013
Tetracloro de carbono	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Bromodiclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Tolueno	mg kg ⁻¹	< 0,0072	< 0,0063	0,013
Clorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Etilbenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0063	< 0,0063	0,013
Bromofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,3-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,4-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2,4-Triclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
(m+p) Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0125	< 0,0125	0,013
o-Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0063	< 0,0063	0,013

Fonte: Elaborado pelos autores com dados do laboratório 2.

Quadro 2-7. Resultados da análise de solo ao entorno da raiz da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi próximo ao piezômetro 9

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite quantificação	Limite de identificação
Diclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,024	< 0,024	0,012
1,1-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Clorofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Benzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0061	< 0,0061	0,012
Tetracloro de carbono	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Bromodiclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Tolueno	mg kg ⁻¹	< 0,0061	< 0,0061	0,012
Clorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Etilbenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0061	< 0,0061	0,012
Bromofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,3-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,4-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2,4-Triclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
(m+p) Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0121	< 0,0121	0,012
o-Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0061	< 0,0061	0,012

Fonte: Elaborado pelos autores com dados do laboratório 2.

Quadro 2-8. Resultados da análise de solo ao entorno da raiz da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi próximo ao piezômetro 18 (base)

Parâmetro	Unidade	Resultado	Limite quantificação	Limite de identificação
Diclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,024	< 0,024	0,012
1,1-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Clorofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Dicloroetano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Benzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0059	< 0,0059	0,012
Tetracloro de carbono	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Bromodiclorometano	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Tolueno	mg kg ⁻¹	< 0,0059	< 0,0059	0,012
Clorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
Etilbenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,0059	< 0,0059	0,012
Bromofórmio	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,3-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,4-Diclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
1,2,4-Triclorobenzeno	mg kg ⁻¹	< 0,006	< 0,006	0,001
(m+p) Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0118	< 0,0118	0,012
o-Xileno	mg kg ⁻¹	< 0,0059	< 0,0059	0,012

Fonte: Elaborado pelos autores com dados do laboratório 2.

Nos três pontos de coleta, de amostras de solo ao entorno da raiz da espécie de *Schinus terebinthifolia* Raddi, não houve detecção dos COVs de interesse acima do limite de quantificação laboratorial, pelo método de análise de cromatografia gasosa.

Quanto à comparação das amostras dos dois pontos de coleta próximos aos piezômetros que apresentaram detecções históricas de substâncias na água subterrânea, ao ponto usado como base, o qual não apresentava detecções na água subterrânea, também não foi possível identificar diferenças significativas entre os resultados; uma vez que não houveram detecções, e todos os limites de quantificação foram inferiores a 0,006 mg kg⁻¹.

Os resultados sugerem que a ausência da identificação das concentrações dos compostos voláteis de interesse no estudo, podem ter sido em decorrência de alguns fatores, como:

- o método utilizado para identificar as concentrações dos COVs não seja adequado para este tipo de amostra;
- que tenham ocorrido perdas por volatilização entre a coleta e o momento de amostragem;
- durante o pré-tratamento da amostra para a cromatografia gasosa;
- na preservação das amostras;
- no método de extração; e durante a etapa adicional para remover possíveis interferentes.

Há a hipótese de que, devido a concentrações muito baixas e possivelmente dissolvidas na água, estes compostos estejam em concentrações “traço”, não disponíveis no mercado. Ou ainda, que COVs podem estar presentes nas amostras, porém em formas reduzidas ou degradadas, pelo próprio mecanismo de fitorremediação que a planta esteja exercendo.

Neste contexto, fica evidente que os estudos devem prosseguir, aplicando outras metodologias e análises para que seja assim, avaliado o potencial fitorremediador da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para identificar se a espécie vegetal está exercendo algum mecanismo de fitorremediação, é fundamental analisar as concentrações dos compostos químicos de interesse. A análise de folhas, caules, raízes e solo no entorno desta espécie pode inclusive sugerir qual dos mecanismos de fitorremediação está sendo realizado pela planta. Uma das técnicas de quantificação das concentrações dos compostos químicos é a análise por cromatografia gasosa. A técnica, demanda de colunas e padrões específicos necessários para a análise via cromatografia gasosa dos compostos orgânicos de interesse neste estudo, o que exigiu buscar laboratórios externos. Na busca dos laboratórios, foram identificados dois problemas: dependendo do composto no qual se quer analisar há uma grande dificuldade de identificar laboratórios brasileiros acreditados para a realização da análise; e o limite de quantificação da amostra é muito alto em relação a alguns compostos. Exemplificando, no caso do composto tetracloreto de carbono, no ano de 2020 no piezômetro 1, a concentração identificada foi de 23 $\mu\text{g L}^{-1}$, em uma técnica que tenha limite de quantificação de 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ pode haver a perda de resultados importantes para a identificação da ação de fitorremediação.

Ao avaliar os resultados obtidos, não foi possível concluir se a espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi está exercendo algum mecanismo de fitorremediação na água subterrânea contaminada pelos compostos orgânicos voláteis tetracloreto de carbono, 1,2 dicloroetano e clorofórmio. Em função dos resultados do trabalho, outras técnicas, como análise química do tecido foliar, monitoramento do crescimento dos exemplares e avaliação das bactérias rizosféricas vem sendo realizadas para avaliar o potencial fitorremediador da espécie *Schinus terebinthifolia* Raddi nestes tipos de compostos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelas bolsas concedidas aos autores do programa de Doutorado Acadêmico em Inovação(DAI) e Bolsas de Produtividade em Pesquisa DT2 e PQ2 do CNPq; e à empresa NewFields Brasil Consultoria Ambiental Ltda.

REFERÊNCIAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Brasília: ANA, 2013.

ALMEIDA, L. S. de. Avaliação Morfológica de mudas de *Allophylus edulis* (A. ST. (A. ST.-HIL., A. JUSS. ; CAMBESS.) RADL. (Vacum) e *Schinus terebinthifolia* Raddi (aroeira) produzidas em diferentes substratos. 2005. 105 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10005:2004 – **Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 31 maio 2004. Disponível desde 30 de novembro de 2004. 16 p.

BRASIL. Resolução nº 396, de 07 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Resolução Conama no 396, de 3 de Abril de 2008**. Brasília, DF.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS n. 888, de 4 de maio de 2021**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 20 ago. 2023.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. SIAGAS: **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. 2018. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>. Acesso em: 10 jul. 2025.

DE SOUZA, D. M.; DA SILVA, J. DE L.; LUDWIG, L. DA C.; PETERSEN, B. C.; BREHM, F. A.; MODOLO, R. C. E.; DE MARCHI, T. C.; FIGUEIREDO, R.; MORAES, C. A. M. Study of the phytoremediation potential of native plant species identified in an area contaminated by volatile organic compounds: a systematic review. **International Journal of Phytoremediation**, 2023, 25(11), p. 1524–1541. <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2170974>

LONE, M. I. *et al.* Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. **Journal Of Zhejiang University Science B**, China, n. 93, p.210-220, out. 2008.

LUDWIG, L. da C.. **Processo e mecanismos de plantas fitorremediadoras: levantamento de espécies e revisão sistemática**. 2020. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Unidade Acadêmica de Graduação, São Leopoldo, 2020.

MENDES, M. M.. **Avaliação ecofisiológica de espécies arbóreas utilizadas para revegetação de áreas degradadas**. 2019. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2019.

PETERSEN, B. C.; SOUZA, D. M. de; SCHNEIDER, J. B.; SILVA, J. L. da; LUDWIG, L. da C.; MODOLO, R. C. E.; EVALDT, D. C.; MORAES, C. A. M.. Uso da fitorremediação como tratamento para recuperação de áreas degradadas. **Revista Foco**, [S.L.], v. 16, n. 02, p. 1-15, 10 fev. 2023. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.54751/revistafoco.v16n2-112>.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). Lei nº 15434, de 09 de janeiro de 2020. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. **Lei Nº 15434 de 09/01/2020**. Porto Alegre, RS.

SANTOS, J. B. dos. **Fitorremediação é alternativa para despoluição ambiental**. SBPC na UFMG, Belo Horizonte: UFMG, 6 jul. 2017. Disponível em: <https://www.ufmg.br/sbpcnaufmg/fitorremediacao-e-alternativa-para-despoluicao-ambiental/>. Acesso em: 1 jul. 2025.

SONG, Y.; JIN, L.; WANG, X. Cadmium absorption and transportation pathways in plants, **International Journal of Phytoremediation**, v.19, n. 2, p. 133-141, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2016.1207598>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Definition and Procedure for the Determination of the Method Detection Limit, Revision 2**. Washington, 2016. Disponível em: < https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-12/documents/mdl-procedure_rev2_12-13-2016.pdf. 31 de agosto de 2023.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Method 8260d: Volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry**. Washington, 2018. Disponível em: < <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-8260d-volatile-organic-compounds-gas-chromatography-mass-spectrometry>. Acesso em: 31 de agosto de 2023.

VASILYEVA, G.; KONDRASHINA, V.; STRIJAKOVA, E.; ORTEGA-CALVO, J. J. Adsorptive bioremediation of soil highly contaminated with crude oil. **Science of the Total Environment**, [S.L.], v. 706, p. 135-145, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135739>.

Capítulo 3 - QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE CALCÁRIO EM CAÇAPAVA DO SUL, RS

Chapter 3 - Water Quality in Rivers under the Influence of Limestone Mining in Caçapava do Sul, RS

Mab Raísa Corrêa Leão Silva, Emmanuel de Freitas Costa,
Tatiana Nardon Noal, Vicente Guilherme Lopes

3.1 INTRODUÇÃO

No contexto contemporâneo, torna-se cada vez mais evidente a importância crucial da atividade de mineração para o progresso. Isso se deve ao fato de que os elementos extraídos da natureza estão presentes de maneira direta ou indireta em todos os produtos utilizados pela humanidade, como mencionado por Kopezinski (2000). O atual nível de desenvolvimento, conforto e bem-estar proporcionado aos seres humanos não poderia ser concebido sem reconhecer a extensa participação e relevância dos recursos minerais nesse processo.

Para atender aos padrões de vida da sociedade contemporânea, é essencial garantir um suprimento adequado de recursos minerais. Esses recursos desempenham um papel fundamental não apenas nas cadeias de produção, mas também nas manifestações culturais da humanidade. Exemplos disso incluem aviões, automóveis, computadores, igrejas, esculturas, instrumentos musicais e muitos outros bens transformados a partir de minerais, conforme descrito por IBRAM e ANA em 2006.

O município de Caçapava do Sul baseia sua economia nos setores primários, como pecuária, agricultura, indústria e mineração. A mineração no município de Caçapava do Sul é responsável por mais de 85% da produção de calcário do Estado do Rio Grande do Sul, conforme informações fornecidas pela prefeitura municipal. Esse tipo de calcário, conhecido como dolomítico, é utilizado na produção de argamassa e cal, com aplicações na construção civil e na agricultura para corrigir a acidez do solo.

A maioria das minas de calcário em todo o mundo é explorada a céu aberto, principalmente devido aos custos mais baixos, sendo comumente chamadas de pedreiras. As principais etapas do processo de mineração a céu aberto incluem a remoção do solo superficial, perfuração, detonação de explosivos e transporte do minério até a usina de processamento, conforme descrito por Silva (2009a).

Quanto ao uso da água na mineração e no beneficiamento do calcário, de acordo com Silva (2009b), não há um consumo significativo direto no processo. No entanto, há preocupações quanto à possível degradação dos recursos hídricos na área de mineração devido ao grande movimento de minério e material estéril. Essas preocupações estão relacionadas aos potenciais efeitos na qualidade da água, como o assoreamento ou a suspensão de sólidos.

A qualidade das águas fluviais em ambientes naturais varia consideravelmente devido a fatores climáticos, tipos de rochas no substrato, vegetação, contribuição de águas subterrâneas

e influência das águas pluviais, como destacado por Fritzsons *et al.* (2009). Além de fatores naturais, as atividades humanas, como agricultura, urbanização, indústria e mineração, também afetam a qualidade da água, especialmente em bacias hidrográficas altamente impactadas pelo homem. Sabe-se que o monitoramento da qualidade das águas é um dos principais instrumentos da gestão ambiental e envolve, essencialmente, a observação sistemática dos aspectos qualitativos das águas. Isso é crucial para a preservação do ambiente natural.

O presente capítulo traz uma análise mais detalhada sobre o verdadeiro impacto da mineração de calcário nos padrões de qualidade dos corpos d'água ao longo de um período de tempo mais extenso. Diante disso e da importância de proteger os recursos hídricos, a compreensão da relação entre a atividade humana e o meio ambiente é um grande desafio atual. Ao mesmo tempo, permite reconhecer a vulnerabilidade real do ambiente quando exposto a atividades potencialmente poluentes.

Adiante é apresentada uma análise da qualidade das águas fluviais na área sob influência direta das atividades de mineração de calcário no período de 2007-2016, em Caçapava do Sul, RS.

3.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO

A pesquisa foi desenvolvida no município de Caçapava do Sul, localizado na região centro-sul do Estado do Rio Grande do Sul, latitude 30°30'44" S e longitude 53°29'29" O, com altitude de 450 metros e uma área de 3.047,1 km², possui população estimada de 33.702 habitantes conforme dados do IBGE (2018).

O município é conhecido por sua atividade minerária de calcário, que é amplamente utilizado na agricultura e construção civil. Sete mineradoras operam na região, que tem uma participação significativa no mercado estadual. Essas empresas extraem calcário principalmente por mineração a céu aberto. A atividade começou em 1918 e se expandiu ao longo dos anos, tornando-se essencial para a economia local.

Conforme Alvarez (2013), na região de estudo o clima dominante é o mesotérmico úmido do tipo "Cfa", caracterizado por ser sempre úmido e com verões quentes, sem secas marcantes e forte contraste entre as estações. A região é marcada por temperatura média anual de 17,8 °C, sendo a média do mês mais quente 23,9 °C (janeiro) e do mês mais frio 12,1 °C (julho), podendo ocorrer temperaturas extremas. Os invernos são frios, com temperaturas que chegam a 0 °C e no verão registram-se temperaturas elevadas, chegando muitas vezes aos 40 °C. As geadas ocorrem principalmente de abril a novembro, com maior incidência nos meses de junho, julho e agosto.

A área de estudo abrange o 1º Distrito do município, com 13 (treze) pontos de monitoramento localizados em três cursos d'água denominados: Arroio Mangueirão, Arroio do Salso e Arroio Irapuazinho, estes estão sob área de influência da mineração de calcário. As coletas de água para o monitoramento foram realizadas anualmente e analisadas, conforme exigência do Órgão Ambiental competente. Os dados do referido monitoramento foram obtidos junto a Prefeitura Municipal de Caçapava do Sul, sendo que o período avaliado foi de 2007-2016, de modo que um destes pontos (SP4) foi incluído a partir do ano de 2011. As coletas e análises das amostras foram realizadas pelo Laboratório Química Pura de Porto Alegre,

credenciado junto à FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler) para realização de estudos ambientais, devidamente licenciado para análises de águas subterrâneas, superficiais e de efluentes líquidos. Suas análises são reconhecidas pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005 e pela Rede Metrológica do Rio Grande do Sul (2025a, 2025b, 2025c), certificados N° 22901, N° 22902 e N° 22903, respectivamente.

Os parâmetros de qualidade da água avaliados foram: alcalinidade, carbono orgânico, condutividade, DBO5, DQO, fósforo total, nitrato, oxigênio dissolvido, pH e sólidos totais. Estas análises referem-se ao monitoramento anual realizado pelas mineradoras de calcário. Os métodos utilizados para as referidas análises são apresentados na Tabela 3.1.

Destes pontos de monitoramento, seguindo o fluxo d'água dos corpos hídricos estudados, quatro antecedem a mineração (MP1, MP2, SP1 e SP2), oito abrangem a área de mineração (MP3, MP4, MC1, MC2, SP3, SP4, SC1 e SC2), e um deles está localizado após a atividade (IP1). Cabe destacar que os Arroios Mangueirão e Salso, fluem nas proximidades da zona urbana do município antes de adentrar a área de mineração, de modo que posteriormente ambos deságuam no Arroio Irapuazinho. Na Figura 3-1 é apresentado mapa da área de estudo com localização dos pontos de monitoramento.

Tabela 3-1. Métodos utilizados para determinação dos parâmetros de qualidade da água e suas respectivas unidades.

Parâmetro	Unidade	Método
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	SMEWW 2320B, 22° ed
Carbono orgânico	mg C.L ⁻¹	ABNT NBR 10739, 1989
Condutividade	µS.cm ⁻¹	SMEWW 2510, 22° ed
DBO5	mg O ₂ .L ⁻¹	SMEWW 5210-B, 22° ed
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	SMEWW 5220-B, 22° ed
Fósforo total	mg P.L ⁻¹	SMEWW 4500P-B, E, 22° ed
Nitrato	mg N.L ⁻¹	SMEWW 429E, 14th ed
Óxigênio dissolvido	mg O ₂ .L ⁻¹	SMEWW 4500O C, 22nd ed
pH	---	SMEWW 4500H+ B, 22° ed
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	SMEWW 2540-B, E, 22° ed

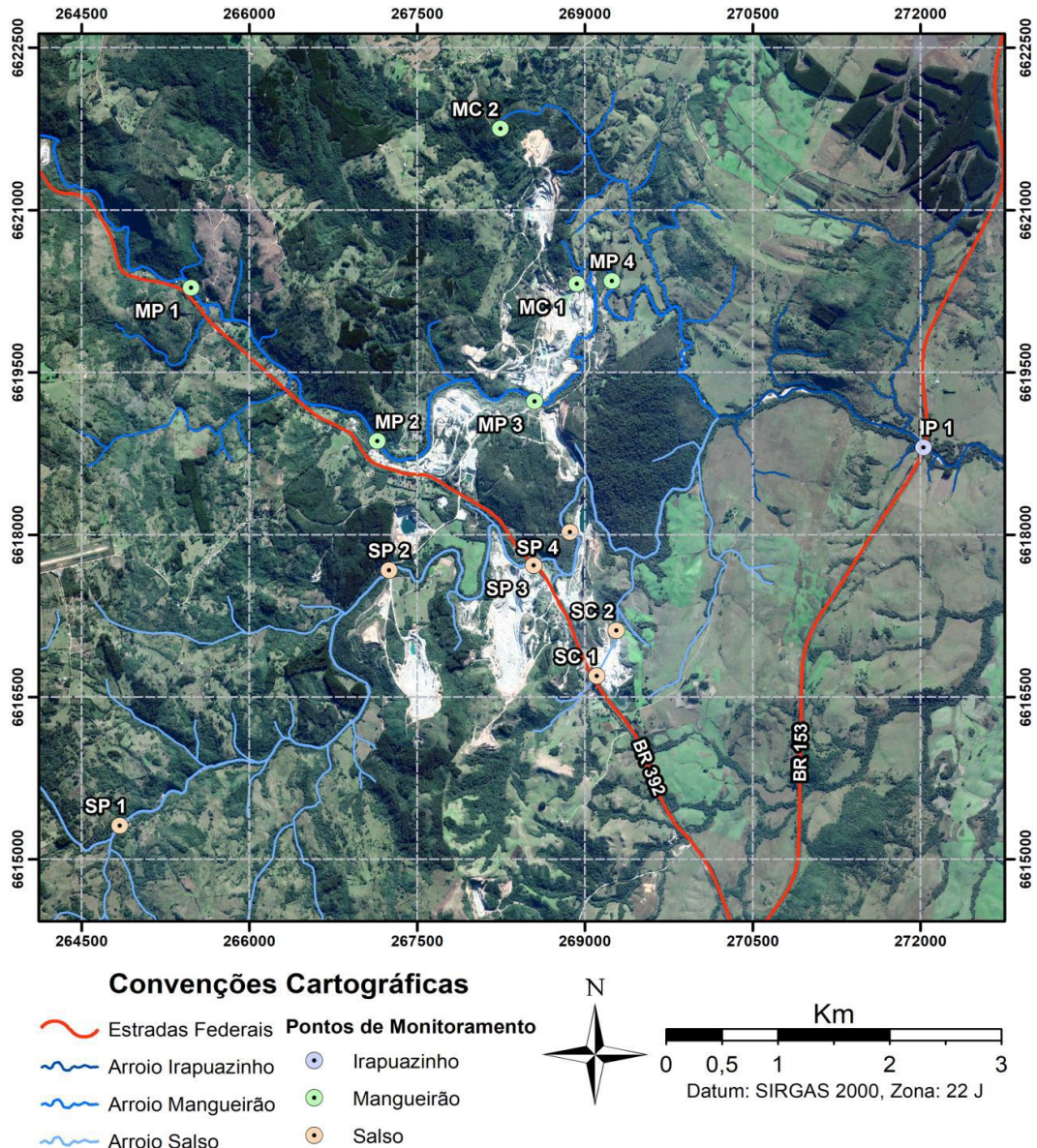
Fonte: Elaborado pelos autores a partir dos relatórios de ensaio (2018).

O Coeficiente de Correlação de Pearson foi calculado a fim de se verificar a correlação dos parâmetros físico-químicos avaliados entre si, bem como a correlação destes parâmetros com a precipitação pluviométrica registrada nos sete dias anteriores à coleta, segundo dados da Estação automática Caçapava do Sul-A812 para o período de 2011 a 2016, visto que as informações do dia da coleta foram disponibilizadas a partir do ano de 2011.

De maneira geral, define-se calcário como uma rocha de origem sedimentar que é predominantemente composta por carbonato de cálcio e pode, devido à sua estrutura e/ou à presença de outros compostos, receber várias denominações. O termo calcário é usado para se referir a qualquer rocha que contenha mais de 50% de carbonato de cálcio ou de carbonato de cálcio e magnésio. Quando metamorfizados passam a denominar-se mármore (Parahyba, 2009). Além disso, pode conter outros carbonatos, como siderita e magnésita, juntamente com impurezas como matéria orgânica, silicatos, fosfatos, sulfetos, sulfatos, entre outros. Conforme

Sampaio e Almeida (2008), o calcário e o dolomito destacam-se como as principais rochas carbonatadas utilizadas comercialmente em escala global. Os calcários são rochas sedimentares compostas principalmente de calcita, enquanto os dolomitos são igualmente rochas sedimentares compostas essencialmente pelo mineral dolomita.

Figura 3-1. Mapa de localização dos 13 pontos de coleta de água.



Fonte: Elaborado pelos autores.

No Brasil, a atividade mineral é regida pelo Código de Mineração, estabelecido pelo Decreto-Lei nº 227, de 1967, e modernizado por instrumentos normativos mais recentes, como o Decreto nº 9.406/2018 e o Decreto nº 10.965/2022, que aperfeiçoaram os procedimentos de outorga, exploração e fiscalização. Paralelamente, o setor está submetido a uma robusta legislação ambiental, destacando-se a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981),

que estabelece diretrizes para o licenciamento, o controle de impactos e a recuperação de áreas degradadas.

Embora no passado a mineração ocorresse com pouca ou nenhuma preocupação ambiental, a partir da década de 1970 o cenário mudou significativamente com a criação de normas que passaram a exigir licenciamento ambiental, planos de recuperação de áreas degradadas e a previsão de sanções administrativas e penais. O licenciamento, previsto na própria Lei nº 6.938/1981 e detalhado pela Resolução CONAMA nº 237/1997, pode ser de competência dos entes federal, estadual ou municipal, dependendo da abrangência e dos impactos da atividade.

A fiscalização e regulação ambiental e mineral são exercidas por diferentes órgãos governamentais, entre eles o Ministério do Meio Ambiente (2025), o IBAMA (2025) e, mais recentemente, a Agência Nacional de Mineração -ANM (2025), que atuam em distintas esferas para garantir o cumprimento da legislação e a sustentabilidade do setor.

A qualidade da água em corpos hídricos é influenciada por fatores naturais e atividades humanas, incluindo a mineração. Esta atividade pode causar impactos químicos, físicos, biológicos e ecológicos nos recursos hídricos. Embora a mineração de calcário tenha baixo consumo direto de água, a movimentação de minério e estéril pode afetar a qualidade da água, causando assoreamento e a suspensão de sólidos. No Brasil, as águas são classificadas e têm requisitos de qualidade estabelecidos pelo CONAMA, de acordo com seus usos predominantes. A Lei das Águas busca garantir a disponibilidade de água com padrões adequados para as gerações presentes e futuras. O monitoramento da qualidade da água desempenha um papel fundamental na gestão ambiental, fornecendo dados para tomada de decisões, identificando fontes de poluição, e orientando medidas de controle.

Para estabelecer níveis de qualidade da água de acordo com seu uso pretendido, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece os seguintes parâmetros para avaliação da qualidade da água:

- Alcalinidade: Indica a capacidade de neutralizar ácidos, relacionada à resistência às variações de pH devido a bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos na água.
- Carbono Orgânico: Reflete a quantidade de matéria orgânica em uma amostra aquosa, afetando a comunidade de algas e a fotossíntese.
- Condutividade: Mede a capacidade da água de conduzir corrente elétrica, relacionada à presença de íons dissolvidos como cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, entre outros.
- DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio): Indica a quantidade de oxigênio necessária para decompor a matéria orgânica, afetando a vida aquática.
- DQO (Demanda Química de Oxigênio): Similar à DBO, mas inclui a matéria orgânica estabilizada por processos químicos, sendo geralmente maior que a DBO.
- Fósforo Total: Sua presença, causada por fontes naturais e antropogênicas, pode levar à eutrofização, prejudicando os usos da água.
- Nitrato: Proveniente de diversas fontes, seu aumento contribui para a eutrofização e pode ser tóxico, especialmente para crianças.
- Oxigênio Dissolvido: Indica a qualidade da água e sua capacidade de sustentar a vida aquática, dependendo de processos biológicos e físico-químicos.

- pH: Varia de ácido a alcalino, afetando a corrosão e a sobrevivência de organismos aquáticos.
- Sólidos Totais: Divididos em suspensão e dissolvidos, afetam a turbidez, a cor e a qualidade da água, podendo ser prejudiciais à saúde.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece valores limites para o parâmetro de alcalinidade. Este parâmetro não constitui um padrão de potabilidade, ficando este efeito limitado pelo valor do pH. Segundo o Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS (BRASIL, 2014) a alcalinidade da maioria das águas naturais apresenta valores na faixa de 30 a 500 mg/L de CaCO₃.

Nos estudos de Fritzsos *et al.* (2009), é apresentado que a alcalinidade das águas superficiais raramente excede 500 mg/L de CaCO₃. Águas com baixa alcalinidade (valores inferiores a 24 mg/L de CaCO₃) possuem reduzida capacidade de tamponamento e, portanto, são mais suscetíveis a variações no pH.

Na Tabela 3.2 são apresentados os resultados analíticos para Alcalinidade, Carbono Orgânico e Condutividade no período de 2007 a 2016, em todos os pontos de coleta. Ao analisarmos a evolução da alcalinidade ao longo dos anos por ponto de monitoramento, percebe-se claramente que os pontos SC1 e SC2 apresentam alcalinidade sempre mais elevada em relação aos demais pontos, porém, estes acompanham as variações ano a ano de forma semelhante quando comparado aos demais.

Embora a alcalinidade apresente grande variabilidade de resultados, o menor valor encontrado foi na amostra do ponto SP1 ano de 2011 com valor de 24,7 mg/L CaCO₃ este ponto também registra a menor média ao longo dos anos de estudo com valor médio de 30,87 mg/L CaCO₃. Já o ponto SC2 apresentou os maiores valores tanto na análise isolada que foi de com 255,0 mg/L CaCO₃ no ano de 2012 quanto na média histórica que foi de 192,10 mg/L CaCO₃.

Destaca-se que o ponto SP1 fica distante cerca de 4,5 km da área de mineração, enquanto o ponto SC2 encontra-se dentro da área da mineração, em um curso contribuinte de pequeno volume de água comparado ao curso principal. Percebe-se assim que tanto o maior valor, quanto o menor valor encontrado estão dentro das faixas de alcalinidade para águas superficiais naturais conforme supracitado. Devido ao LD (limite de detecção da análise) para carbono orgânico ser de 0,01 mg C/L, todos os valores abaixo deste limite não foram detectados.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece valores limites para o carbono orgânico. Para Libânio *et al.* (2000) apesar de não haver parâmetros legais para o limite de carbono orgânico, em águas superficiais o teor de COT varia de 1 a 20 mg/l, elevando-se para até 1000 mg/l nas águas residuárias. O menor valor detectado foi registrado nos pontos MC2, SC1 e IP1 ambos com 0,28 mg C/L no ano de 2007. Já o maior valor detectado foi no ponto MP2 no ano de 2007 com 2,5 mg C/L.

O ponto IP1 apresentou menor valor de carbono orgânico em seis dos dez anos de análises, percebendo-se assim que a atividade minerária não tem significativa influência sob este parâmetro, visto que os valores de saída foram inferiores aos de entrada em alguns pontos. Cabe

destacar que nenhum dos pontos de monitoramento excedeu os limites para o carbono orgânico durante o período de estudo.

Tabela 3-2. Resultados analíticos para Alcalinidade, Carbono Orgânico e Condutividade no período de 2007 a 2016

ALCALINIDADE (mg CaCO ₃ /L)													
ANO	MP1	MP2	MP3	MP4	MC1	MC2	SP1	SP2	SP3	SP4	SC1	SC2	IP1
2007	57	34,8	50,8	59,3	76,1	52,7	26,3	33,9	47	*	133	166	67,7
2008	80,3	40,7	58,3	67,1	47,3	59,4	27,5	34,1	48,4	*	153	188	67,1
2009	41,1	36,7	52,9	76,8	40,9	53,1	26,8	32,3	42	*	126	153	59,9
2010	39,8	36,3	57,6	82,3	49	57,6	27	33,9	48,6	*	162	200	75,4
2011	40,1	29,6	30,8	56,1	42,5	55,5	24,7	29	39,5	38	98,7	136	53,6
2012	95,3	75,7	113	133	104	127	42,1	58,4	72,8	96,7	215	255	110
2013	67	60,2	81,6	89,3	68	81,6	35,4	42,7	57,3	60,7	244	244	81,6
2014	35,2	51,14	46,9	58,1	36,2	45,7	27,2	31	42,7	45,8	114	142	60,2
2015	62,7	65,7	94,5	97,5	69,6	73,6	32,8	37,8	61,7	64,7	161	216	40,8
2016	58,5	45,5	69,6	86,5	60,9	66,9	38,9	40,5	47,1	49	183	221	68,1
CARBONO ORGÂNICO TOTAL (mg C/L)													
ANO	MP1	MP2	MP3	MP4	MC1	MC2	SP1	SP2	SP3	SP4	SC1	SC2	IP1
2007	1,95	2,5	0,83	0,83	1,39	0,28	0,83	0,83	1,39	*	0,28	1,38	0,28
2008	0,95	0,8	0,84	0,8	0,91	0,69	1,46	1,35	1,13	*	0,69	0,58	1,17
2009	1,12	1,09	1,05	0,94	0,9	0,79	1,24	1,12	1,16	*	0,75	1,5	1,2
2010	0,81	0,67	0,67	ND**	0,55	0,52	0,81	0,55	0,96	*	ND**	0,59	0,52
2011	0,87	0,98	1	0,92	0,8	0,74	1,18	1,25	1,18	1,14	0,78	0,92	1,16
2012	1	0,94	0,79	0,71	0,64	0,49	0,97	0,97	0,86	0,71	0,31	0,57	0,89
2013	1,37	0,98	0,65	0,87	1,01	0,54	1,16	1,09	1,19	1,27	0,4	0,61	1,08
2014	0,68	0,72	0,71	0,64	0,75	0,64	1,53	1,03	2	0,96	0,53	0,93	1,36
2015	1	1,19	1	0,82	1	0,45	1,08	1,26	1,15	1,12	0,59	0,63	0,96
2016	1,34	1,88	1,76	1,19	0,96	0,57	1,38	1,15	0,92	0,76	0,84	0,42	0,92
CONDUTIVIDADE (uS/cm)													
ANO	MP1	MP2	MP3	MP4	MC1	MC2	SP1	SP2	SP3	SP4	SC1	SC2	IP1
2007	100,9	77,9	111,5	129	89,2	105,1	61,5	72,3	97,7	*	245	298	130,6
2008	160	92,3	123	136	95,5	116	62,7	72,1	101	*	265	321	134
2009	126,9	90,7	121,8	157,6	86	108,8	64,4	73,1	91,9	*	418	457	124,6
2010	101	78	123	143	90	103	58	68	90	*	242	306	140
2011	107	95,7	129	129	87,5	108	59,4	66,5	88,2	85,1	199	241	115
2012	331	270	296	293	190,9	224	94,8	116,3	146,3	262	342	391	212
2013	283	178,5	237	247	135,7	166	81,13	94,2	124,6	131,4	373	440	185
2014	101,8	97	105	124,3	77,3	93,5	62,5	42,2	82,8	95,5	178	250	148,6
2015	197,6	163	222	234	163,4	165,3	94,6	92,8	140,7	144,2	318	411	176,8
2016	189	141	176	207	135	142	97,4	96,4	111	115	356	423	155

* Ponto de monitoramento incluído a partir do ano de 2011. **ND - Não Detectado.

Fonte: Elaborado pelos autores

Os pontos SC1 e SC2, localizados dentro da área de mineração, correspondem a cursos d'água de menor volume quando comparados aos demais pontos analisados. Essa característica,

aliada à composição geológica local, rica em cálcio e magnésio devido à presença de mármore, favorece a lixiviação desses minerais, resultando em maiores concentrações de sólidos dissolvidos e, conseqüentemente, em maior condutividade elétrica. De acordo com Libânio (2005), águas naturais geralmente apresentam condutividade elétrica inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podendo chegar a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em casos de alta mineralização. Além disso, SC1 e SC2 atuam como receptores de cargas significativas de efluentes domésticos e industriais, o que pode contribuir adicionalmente para o aumento da condutividade. Conforme Logan (1965), a condutividade da água potável deve ser inferior a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Segundo Gomes *et al.* (2017) além da atividade de mineração, os solos predominantes da área que contém um grande número de minerais, principalmente cálcio e magnésio que possuem grande mobilidade e são facilmente lixiviados, também podem acabar por elevar a condutividade da água. Durante o período estudado o limite de 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para condutividade nunca foi excedido, nem nos valores unitários, nem nos valores médios dos pontos de monitoramento, ficando sempre abaixo do estipulado.

Na Tabela 3.3 estão os parâmetros avaliados e a classificação dos arroios por ano de coleta conforme Resolução CONAMA 357/2005, no período de 2007 a 2016. Para a DBO5 o ponto IP1 obteve valores abaixo do limite de detecção em nove dos dez anos de estudo, sendo que apenas no ano de 2012 foi possível a sua detecção, o qual ficou dentro dos limites para classe 1 segundo a Resolução CONAMA 357/2005. Quanto à DQO o ponto IP1 registra a segunda menor média acumulada nos dez anos de análise.

A análise do fósforo total para o ponto IP1 demonstrou média histórica mais baixa do que todos os pontos que antecedem a mineração. As análises jamais excederam o limite para classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005 apesar de receber águas de pontos classificados como classe 3 ou ainda acima dos limites da Resolução CONAMA 357/2005.

Em relação ao nitrato, tanto o IP1 quanto os outros doze pontos de monitoramento registraram valores bem abaixo do limite estabelecido para a classe 1 da referida Resolução. Os treze pontos estão dentro do limite estabelecido para classe 1 do parâmetro oxigênio dissolvido conforme Resolução CONAMA 357/2015. Existe um equilíbrio entre eles, visto que ao longo dos anos é perceptível que até mesmo as variações são equilibradas, ou seja, quando ocorre uma pequena alteração para cima ou para baixo mesmo que sutil, todos os pontos acompanham.

O parâmetro do pH registrou um pequeno acréscimo dos valores nos cursos d'água principais em área de mineração, porém este parâmetro apenas foi excedido no ano de 2012 em que o limite estabelecido foi ultrapassado minimamente nos pontos SP4 (9,02) e IP1 (9,34).

Gomes *et al.* (2017) evidenciaram em seu estudo valores de pH para os Arroios Mangueirão e Salso variando de 6 a 8 para as amostras coletadas, todavia, foram encontrados valores de pH chegando a 10 em dois pontos de coleta do Arroio Mangueirão. Segundo os referidos autores, este fato pode estar associado à dissolução de carbonato nas proximidades da área de extração de calcário, aumentando assim a concentração dos carbonatos nos meses de baixa precipitação, quando as amostras foram coletadas.

Em relação aos sólidos totais, percebe-se uma sincronia ao longo dos anos entre os pontos. Os maiores valores médios registrados encontram-se na área de mineração, demonstrando que os efeitos são mais pontuais nos locais onde são desenvolvidas as atividades minerárias. Para todos os pontos os limites ficaram de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA

357/2005. É expressivo o fato de que em 100 análises efetuadas no ponto IP1 apenas uma excedeu os limites para qualidade da água estabelecidos pela legislação, sendo que todos os outros parâmetros deste ponto estão dentro dos limites da classe 1.

O parâmetro fósforo total demonstrou alterações excedentes ao limite da Resolução CONAMA 357/2005 por três vezes em pontos de monitoramento que antecedem a mineração de calcário. Este parâmetro tem origem, principalmente, em efluentes domésticos em que o elemento fósforo apresenta-se na forma de detergentes superfosfatados, de matéria fecal e também de fertilizantes agrícolas. Como no entorno da área não há presença de plantações, a alteração deste parâmetro demonstra-se associado ao lançamento de efluentes domésticos oriundos principalmente da urbanização no entorno do fluxo dos cursos d'água.

Tabela 3-3. Parâmetros avaliados e classificação dos arroios por ano de coleta conforme Resolução CONAMA 357/2005.

Ano	P.C.	Parâmetros						P.C.	Parâmetros						P.C.	Parâmetros					
		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6
2007	MP1	1	0,079	1	9,1	7	125	SP1	ND	0,028	0,27	9,3	7,83	61	IP1	ND	0,018	0,2	9,6	8,3	105
	MP2	ND	0,036	0,7	9,8	6,7	92	SP2	ND	0,026	0,38	9,6	7,86	86							
	MP3	ND	0,03	0,6	10	7,1	107	SP3	ND	0,021	0,26	9,6	8,28	106							
	MP4	ND	0,028	0,5	9,8	8,1	121	SP4	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.							
	MC1	ND	0,02	0,3	9,6	6,9	86	SC1	ND	0,021	0,14	7,8	7,62	193							
	MC2	1	0,031	0,3	9,6	6,8	85	SC2	ND	0,028	0,13	9,9	7,65	227							
2008	MP1	ND	0,14	0,2	6,2	8,9	125	SP1	ND	0,03	0,37	7,6	7,89	88	IP1	ND	0,03	0,3	7,3	9	67
	MP2	ND	0,07	0,6	7,9	7,6	87	SP2	ND	0,03	0,22	7,7	8,01	127							
	MP3	ND	0,07	0,6	8	8,2	112	SP3	ND	0,02	0,35	8,1	8,6	109							
	MP4	ND	0,04	0,4	7,6	8,3	117	SP4	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.							
	MC1	ND	ND	0,2	7,4	7,9	85	SC1	ND	ND	0,23	7	7,61	279							
	MC2	ND	0,04	0,3	7,4	7,7	97	SC2	1	ND	0,14	7,6	8,05	222							
2009	MP1	ND	0,08	0,8	9	8,1	101	SP1	ND	0,2	0,48	9	7,64	68	IP1	ND	0,04	0,4	10	7,7	87
	MP2	ND	0,06	0,8	9,9	8	75	SP2	ND	0,03	0,43	8,5	7,82	126							
	MP3	ND	0,05	1,5	8,9	8,2	96	SP3	ND	0,03	0,38	8,6	8,04	80							
	MP4	ND	0,03	0,3	9	8,3	122	SP4	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.							
	MC1	ND	0,04	0,1	9	7,8	77	SC1	ND	0,02	0,21	8,4	7,54	175							
	MC2	ND	0,04	0,2	9,9	7,4	86	SC2	1	0,02	0,22	8,4	7,77	184							
2010	MP1	ND	ND	0,9	9,6	8,8	96	SP1	ND	ND	0,65	9,5	8,29	83	IP1	ND	ND	0,4	10	8,3	124
	MP2	ND	ND	0,7	9,5	8,1	123	SP2	ND	ND	0,55	9,4	8,57	105							
	MP3	ND	ND	0	10	8,6	131	SP3	1	ND	0,74	9,6	8,48	112							
	MP4	ND	ND	0,5	10	8,7	147	SP4	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.	S.C.							
	MC1	ND	ND	0,4	9,3	8,1	122	SC1	ND	ND	0,46	9,3	7,95	224							
	MC2	ND	ND	0,4	9,3	8	122	SC2	ND	ND	0,36	9,3	8,19	242							
2011	MP1	ND	0,09	0,5	9,8	7,9	122	SP1	ND	0,06	0,26	10,1	7,84	113	IP1	ND	0,07	0,3	10	8	90
	MP2	ND	0,08	0,5	10	7,9	108	SP2	ND	0,06	0,22	9,7	7,88	101							
	MP3	ND	0,05	0,5	10	7,6	119	SP3	ND	0,05	0,29	10	8,09	131							
	MP4	ND	0,05	0,3	10	7,9	128	SP4	ND	0,03	0,22	9,9	8,15	98							
	MC1	ND	0,03	0,1	10	7,7	81	SC1	ND	0,05	0,1	9,2	7,77	173							
	MC2	ND	0,06	0,2	9,8	7,7	132	SC2	1	0,09	0,29	9,7	8,01	234							

Tabela 3-3. Parâmetros avaliados e classificação dos arroios por ano de coleta conforme Resolução CONAMA 357/2005. (Continuação)

Ano	P.C.	Parâmetro						P.C.	Parâmetro						P.C.	Parâmetro									
		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6				
2012	MP1	1	0,37	3	9,4	8,3	266	SP1	ND	0,05	0,41	8,8	7,42	90	IP1	2	0,04	0,1	8,7	9,3	179				
	MP2	ND	0,14	1,9	9,7	7,2	216	SP2	ND	0,03	0,11	9,3	8,42	109											
	MP3	ND	0,1	0,8	11	8,5	239	SP3	2	0,05	0,09	10	8,82	117											
	MP4	2	0,07	0,7	11	8,9	242	SP4	2	0,03	0,83	10,1	9,02	203											
	MC1	ND	0,04	0,1	9,6	8,2	133	SC1	1	0,07	0,35	8,4	7,47	223											
	MC2	ND	0,04	0,2	9,2	8,2	169	SC2	1	0,05	0,05	8,8	7,59	271											
2013	MP1	ND	0,14	0,8	9,7	6,8	247	SP1	1	0,01	0,31	9,5	6,72	143	IP1	ND	0,02	0,3	9,4	6,6	179				
	MP2	ND	0,11	0,6	10	7,6	159	SP2	1	0,01	0,28	9,8	7,8	164											
	MP3	ND	0,12	0,5	10	7,5	223	SP3	1	0,01	0,37	9,2	7,7	141											
	MP4	1	0,09	0,4	9,8	7,2	222	SP4	ND	0,01	0,36	9,9	7,8	142											
	MC1	ND	0,01	0,1	9,5	7,6	132	SC1	ND	0,02	0,31	8,9	6,7	309											
	MC2	ND	0,02	0,3	9,4	7,4	167	SC2	1	ND	0,29	9,1	7,2	358											
2014	MP1	ND	0,04	0,5	9,7	7,6	140	SP1	ND	ND	0,34	9,8	7,5	153	IP1	ND	ND	0,3	9,7	7,4	201				
	MP2	ND	0,02	0,5	9,8	7,6	171	SP2	ND	0,07	0,25	9,6	7,6	122											
	MP3	ND	0,02	0,4	9,9	7,6	140	SP3	ND	0,01	0,38	9,4	7,6	128											
	MP4	ND	0,01	0,3	9,7	7,5	192	SP4	ND	0,02	0,32	9,3	7,5	168											
	MC1	ND	0,01	0,3	9,5	7,6	130	SC1	ND	ND	0,18	9,3	7,4	220											
	MC2	ND	ND	0,6	9,5	7,6	163	SC2	ND	0,01	0,2	9,4	7,3	269											
2015	MP1	ND	0,18	1	10	8,1	373	SP1	ND	0,06	0,35	9,9	7,8	259	IP1	ND	0,06	0,5	9,8	7,8	396				
	MP2	ND	0,15	0,8	10	8	141	SP2	1	0,11	0,42	10	7,8	315											
	MP3	1	ND	0,9	10	8,3	408	SP3	1	0,06	0,46	9,9	7,4	327											
	MP4	ND	0,06	0,6	9,7	8,2	368	SP4	1	0,06	0,4	11	8,1	347											
	MC1	ND	0,1	0,2	9,6	7,7	438	SC1	ND	0,07	0,36	9,9	7,6	380											
	MC2	ND	ND	0,5	10	7,5	419	SC2	ND	0,07	0,32	9,7	7,7	440											
2016	MP1	1	ND	1	7,7	8	148	SP1	1	0,123	0,47	7,2	8,3	147	IP1	ND	ND	0,2	7,2	8,6	130				
	MP2	1	0,11	0,9	7,6	7,7	126	SP2	1	0,071	0,23	7,9	8,1	124											
	MP3	ND	ND	0,7	7,9	8,5	152	SP3	ND	ND	ND	7,5	8	146											
	MP4	ND	0,105	0,6	7,6	8,1	142	SP4	ND	ND	0,13	7,5	8,3	114											
	MC1	ND	ND	0,2	7,7	7,8	99	SC1	ND	ND	ND	7,1	7,8	219											
	MC2	ND	ND	0,3	7,8	7,5	119	SC2	ND	ND	ND	9,6	8,4	251											
Classe 1							P.C. - Ponto de Coleta; S.C. - Sem Coleta; ND - Não Detectado																		
Classe 3							Parâmetros: 1 - DBO5 (mg O ₂ /L); 2 - Fósforo total (mg P/L); 3 - Nitrato (mg N/L); 4 - Oxigênio dissolvido (mg O ₂ /L); 5 - pH; 6 - Sólidos totais (mg/L).																		
Valor não estabelecido pela Resolução																									

Fonte: Elaborado pelos Autores.

Em relação ao ano de maior produção de calcário registrado em 2014, não foi perceptível alteração em nenhum parâmetro, exceto, DQO que registrou nos pontos SC1, SC2 e SP4 valores acima da média. Embora estes três pontos estejam dentro da área de mineração, os outros cinco também dentro da atividade, apresentaram valor abaixo do limite detectável, não caracterizando uma relação direta do aumento da produção com a elevação deste parâmetro. Além disso, todos os valores registrados ao longo dos dez anos de análise nunca excederam os limites estabelecidos pela bibliografia. As concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) em águas superficiais podem alcançar até 20 mg/L de O₂, sendo esse valor característico de corpos hídricos com baixa carga orgânica, ou seja, menos poluídos. Por outro lado,

concentrações superiores a 200 mg/L de O₂ indicam a presença significativa de efluentes, caracterizando águas poluídas (Chapman; Kimstach, 1996). Na análise de Correlação Linear de Pearson, foi observada forte correlação positiva entre os parâmetros: alcalinidade/condutividade, alcalinidade/nitrato e condutividade/nitrato e forte correlação negativa entre DBO₅ e DQO. Em relação à precipitação pluviométrica verificou-se forte correlação positiva com o carbono orgânico e forte correlação negativa com os parâmetros alcalinidade, condutividade e nitrato.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ponto IP1 (Irapuazinho principal 1), situado à jusante tanto da mineração quanto do local onde desaguam as águas dos Arroios Salso e do Mangueirão é o ponto crucial para avaliação do impacto da mineração de calcário sob os recursos hídricos, de modo que ambos os cursos d'água além de passarem próximos a áreas urbanizadas, também circularam no interior da mineração.

Quanto à alcalinidade e condutividade houve um pequeno acréscimo dos valores em área de mineração, podendo ser explicado pelo fato do processo de extração de calcário liberar carbonatos de cálcio e magnésio no ambiente, elevando assim a alcalinidade e condutividade da água. Contudo, os limites estabelecidos não foram superados em nenhuma amostra ao longo dos dez anos de estudo.

O parâmetro carbono orgânico total no ponto IP1, na grande parte dos anos analisados, demonstrou índice abaixo dos encontrados nos pontos que antecedem a mineração, possivelmente por influência de fontes pontuais de poluição relacionadas ao lançamento de efluentes das áreas urbanas.

Os parâmetros: alcalinidade, sólidos totais, condutividade e pH se demonstraram mais relacionados ao desenvolvimento da atividade, uma vez que se pode perceber elevação destes índices nos pontos de monitoramento localizados em área de mineração de calcário.

O monitoramento contínuo dos recursos hídricos demonstra-se de suma importância, a fim de se subsidiar ações de prevenção e controle da poluição.

REFERÊNCIAS

ALVAREZ, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: <http://www.ingentaconnect.com/content/schweiz/mz/2013/00000022/00000006/art00008?token=004f1a11bab2a729bc7e41225f40382d2c2b4652767446624550576b34272c5f7b3d6d3f4e4b34a>. Acesso em: 30 ago. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005 – Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração**. Rio de Janeiro: ABNT, 2005.

BRASIL. Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre o Código de Mineração. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 28 fev. 1967. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del0227.htm. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n.º 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre o licenciamento ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção 1, 22 dez. 1997. Disponível em:

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/1997/res_conama_237_1997_licenciamento_ambiental.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Decreto nº 9.406, de 12 de junho de 2018. Regulamenta o Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967 – Código de Mineração. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 13 jun. 2018. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/D9406.htm. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Decreto nº 10.965, de 14 de fevereiro de 2022. Altera o Decreto nº 9.406, de 12 de junho de 2018, que regulamenta o Código de Mineração. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 15 fev. 2022. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2022/Decreto/D10965.htm. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília, DF: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). **Sobre o IBAMA**. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama>. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Estrutura e atribuições. Disponível em: <https://www.gov.br/mma>. Acesso em: 12 jul. 2025.

BRASIL. Agência Nacional de Mineração (ANM). **Sobre a ANM**. Disponível em: <https://www.gov.br/anm>. Acesso em: 10 jul. 2025.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (ed.). **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. p. 59-126.

FRITZSONS, E.; MONTAVANI, L. E.; NETO, A. C.; HINDI, E. C. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 381-390, jul./set. 2009.

GOMES, C. H. *et al.* Geochemical analyses of water and public health of the Mangueirão and Salso Streams in Caçapava do Sul, RS, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 5, p. 760-773, set./out. 2017.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas de população dos municípios para 2018**. Rio de Janeiro: IBGE, 2018.

IBRAM; ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A gestão de recursos hídricos na mineração**. Brasília, DF: IBRAM/ANA, 2006. 334 p.

KOPEZINSKI, I. **Mineração x meio ambiente: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000. 103 p.

LIBÂNIO, M. *et al.* Avaliação da relevância do carbono orgânico total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 4, p. 41-55, 2000.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Átomo, 2005. 444 p.

LOGAN, J. **Interpretação de análises químicas da água**. Recife: US Agency for International Development, 1965.

PARAHYBA, R. E. Calcário agrícola. In: DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. **Anuário mineral do Brasil**. Fortaleza, 2009. p. 536–545.

REDE METROLÓGICA DO RIO GRANDE DO SUL. **Certificado de calibração nº 22901** – Química Pura (ensaios microbiológicos), julho de 2025. Porto Alegre: Rede Metrológica RS, 2025. Disponível em: https://redemetrologica.com.br/laboratorios-certificados/1723726553_22901_Quimica_Pura_-_ensaios_micro_jul.25.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

REDE METROLÓGICA DO RIO GRANDE DO SUL. **Certificados de calibração nº 22902** – Química Pura (ensaios químicos), julho de 2025. Porto Alegre: Rede Metrológica RS, 2025. Disponível em: https://redemetrologica.com.br/laboratorios-certificados/1723726553_22902_Quimica_Pura_-_ensaios_quimicos_jul.25.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

REDE METROLÓGICA DO RIO GRANDE DO SUL. **Certificado de calibração nº 22903** – Química Pura (amostragem), julho de 2025. Porto Alegre: Rede Metrológica RS, 2025. Disponível em: https://redemetrologica.com.br/laboratorios-certificados/1723726553_22903_Quimica_Pura_-_amostragem_jul.25.pdf. Acesso em: 12 jul. 2025.

SAMPAIO, J. A.; ALMEIDA, S. L. M. Calcário e dolomito. In: LUZ, A. B.; LINS, F. A. F. (ed.). **Rochas & minerais industriais**. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. cap. 16, p. 363-387.

SILVA, J. O. da. **Produto RT 38: perfil do calcário**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia; J. Mendo Consultoria; Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral; Banco Mundial: Projeto Estal, 2009a. 56 p.

SILVA, J. O. da. **Produto RT 55: perfil do calcário agrícola**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia; J. Mendo Consultoria; Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral; Banco Mundial: Projeto Estal, 2009b. 45 p.

Capítulo 4 - CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E PH NA SOLUÇÃO DO SOLO EM CAMPO NATIVO E EM PLANTAÇÕES DE PINUS NO SUL DO BRASIL

Chapter 4 - Nutrient Concentration and pH in Soil Solution in Native Grassland and Pinus Plantations in Southern Brazil

Tiago Sperluk Arce, Tatiana Nardon Noal, Mauro Valdir Schumacher,
Rudi Witschoreck, Francine Neves Calil, Vicente Guilherme Lopes

4.1 INTRODUÇÃO

A vida, no planeta terra, está diretamente associada à presença de água. A água é um elemento necessário para a vida dos vegetais e dos animais sobre o planeta, além disso, é extremamente importante para a manutenção do clima. Mesmo sendo um recurso renovável, a água não está sendo usada com o cuidado necessário para sua manutenção, os gastos excessivos e indiscriminados, aliados à poluição, poderão causar sérios transtornos no abastecimento futuro (Schumacher; Hoppe, 1998).

O aumento da utilização da água no planeta e sua contaminação por atividades desenvolvidas pelo homem tem aumentado a preocupação com sua manutenção, mobilizando todas as pessoas no sentido de preservar sua qualidade e garantir sua disponibilidade para gerações futuras (Martinelli, 2007).

A análise e monitoramento das características químicas da solução do solo são de extrema importância, pois as mesmas refletem os processos biológicos e químicos ocorridos durante o transporte ou armazenamento da água no solo. O grau de modificação das características da solução do solo está diretamente associado à forma de uso da terra e ao tipo de cultura agrícola ou florestal utilizada (Calil, 2008). Medições qualitativas da solução do solo fornecem informações importantes sobre os processos envolvidos na ciclagem de nutrientes (Marques; Ranger, 1997).

O fato de os vegetais obterem os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento basicamente da solução do solo, e o fato de que a solução do solo pode nos fornecer indicadores de fertilidade e acidez local, tornam de extrema importância e justificam o estudo da solução do solo (Brandão; Lima, 2002).

O presente estudo teve como objetivo determinar o pH e a concentração dos ânions NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- e dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ na solução do solo em uma área de campo nativo e em uma área de *Pinus taeda* L. com 18 anos, nas profundidades de 30 e 60 centímetros.

4.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO

O presente estudo foi realizado na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, no município de Cambará do Sul, na Fazenda Guabiroba, sob as coordenadas geográficas 29° 04' 51,77" de latitude Sul e 50° 06' 27,99" de longitude Oeste. A altitude no local é de 980 m. A distância em linha reta até o Oceano Atlântico é de aproximadamente 47 km. Conforme dados da estação meteorológica de Cambará do Sul (Brasil, 2013), no período de agosto de 2006 a julho de 2010, a precipitação média foi de 179 mm mensais ou 2.143,47 mm por ano, bem distribuída durante o ano, com o valor médio de 16 dias de chuva por mês. A temperatura média anual foi de aproximadamente 14,6 °C, sendo que a média das máximas foi de 20,6 °C e a média das mínimas de 9,9 °C, observados na estação meteorológica de Cambará do Sul no período de agosto de 2006 a julho de 2010. Os ventos dominantes na região são os alísios, ou seja, sopram do mar para a terra, pelo fato de a região estar situada próxima ao litoral norte do estado. No período do estudo, a velocidade média dos ventos foi de 1,7 ms⁻¹ e velocidade média máxima de 6,5 ms⁻¹ (Brasil, 2013). Segundo a classificação de Köppen, o tipo de clima predominante na região é o Cfb (temperado úmido).

O solo da região pertence a Unidade de Mapeamento Bom Jesus, sendo classificado como Cambissolo Húmico alumínico típico. Segundo Streck *et al.* (2008) os solos dessa região são caracterizados por uma cor escura, devido ao acúmulo de matéria orgânica no horizonte superficial e por serem fortemente ácidos, com saturação e soma de bases baixa e teores trocáveis de Al ≥ 4 cmol_c/dm³ e saturação de Al $\geq 50\%$. O plantio localizado na Fazenda Guabiroba, foi implantado no ano de 1993, no período de agosto a dezembro. Foram utilizadas mudas de *Pinus taeda* L. produzidas em tubetes e a partir de sementes oriundas de uma área de produção de sementes. O espaçamento utilizado na implantação do povoamento foi de 3 m x 2 m. O plantio foi realizado sem adubação, com coveamento manual, seguido pelo coroamento manual.

A pastagem natural (campo nativo) é caracterizada pela presença de vegetação nativa, gramíneo-lenhosa, ocorrendo em associação aos solos rasos, e submetida a queimadas sazonais. Os distintos estágios da vegetação estão diretamente associados à atividade da pecuária, predominante na área de estudo (Brack *et al.*, 2008).

Para realizar a coleta das amostras utilizadas na análise e determinação da composição química da solução do solo, foram instalados lisímetros. Essa tecnologia desenvolvida no Instituto de Ciência do Solo e Nutrição Vegetal (UNI- FREIBURG/Alemanha), é utilizada no Laboratório de Ecologia e Nutrição Florestal (LABEFLO/UFSM), desde o ano de 2003 em estudos semelhantes desenvolvidos no sul do Brasil.

Os lisímetros foram instalados em áreas adjacentes e cercadas no povoamento de *Pinus* e no campo nativo. O conjunto de equipamentos automatizados, arranjados conforme a Figura 4-1, formavam uma base de coleta da solução do solo. Cada base de coleta era composta por 16 lisímetros, oito instalados a 30 cm de profundidade e outros oito posicionados a 60 cm de profundidade.

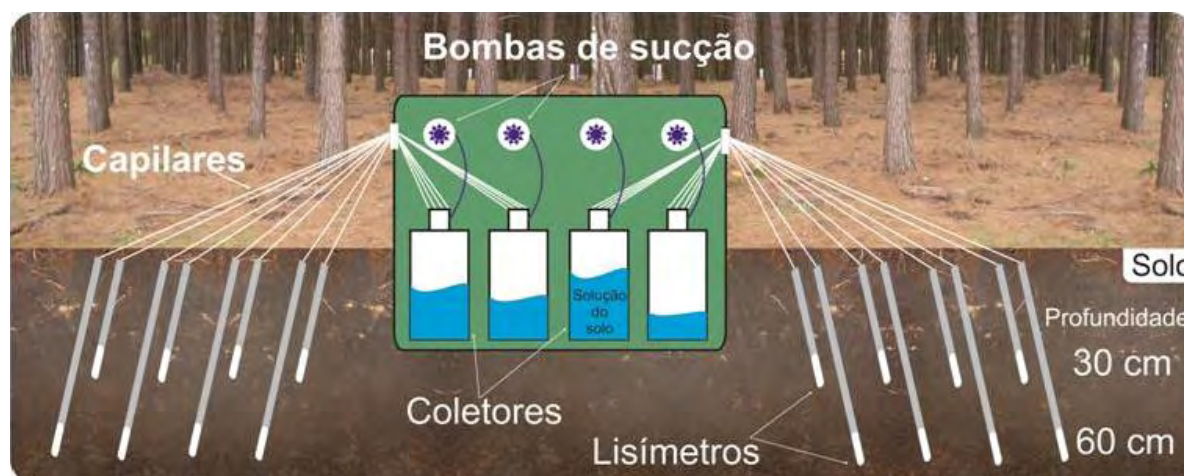
Na instalação, foi utilizado um trado de perfil para abrir um orifício cilíndrico até as profundidades de 30 e 60 cm, onde os lisímetros foram introduzidos e após cimentados com

mesmo solo anteriormente retirado com o trado, visando manter o solo mais próximo das condições originais.

Os lisímetros eram compostos por um cano de policloreto de vinila (PVC), com uma ponteira de cerâmica ultra porosa ($0,45 \mu\text{m}$). Conectado a esta cerâmica, um capilar plástico, seguia até os coletores (garrafas de vidro), cuja função era armazenar a solução do solo coletada. Cada base possui quatro coletores, em cada coletor desemboca quatro capilares, assim, formando-se uma amostra composta, portanto, duas amostras compostas para profundidade de 30 cm e duas amostras compostas para a profundidade de 60 cm.

A sucção das amostras era realizada por meio de microbombas de vácuo, acionadas por um temporizador eletrônico, ciclicamente a cada 3 horas, permanecendo ligadas durante 15 minutos, mantendo uma força de sucção entre 0,4 bar a 0,6 bar. No período de novembro de 2006 a agosto de 2010, a cada 15 dias.

Figura 4-1. Esquema didático de uma base de coleta da solução do solo, utilizada em Cambará do Sul, RS, Brasil.



Fonte: Lopes (2013).

Após coletadas e acondicionadas em potes plásticos de 0,5 litros, as amostras foram congeladas e armazenadas, para posterior envio ao LABEFLO, onde, foram registradas, filtradas e analisadas, conforme metodologia APHA-Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). Na análise foram determinados valores de pH com pHmetro de bancada Metrohm 827 pH lab. Após, foram filtradas com filtro poroso de $0,45 \mu\text{m}$ para realização das análises químicas.

A determinação dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} foi executada no espectrofotômetro de absorção atômica AAnalyst 200 Perkin Elmer, e os cátions Na^{+} e K^{+} no fotômetro de chama modelo DM-62 Digimed. Os ânions NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- foram analisados no cromatógrafo de íons Advanced 861 da Metrohm.

Segundo Brandão e Lima (2002), a solução do solo é a água que ocupa parte dos espaços vazios existentes nos solos. A composição química da solução do solo retrata de forma mais dinâmica os efeitos do uso do solo, dessa forma é um importante fluxo de nutrientes, sendo muito significativo no processo de absorção de nutrientes pelas plantas (Parker, 1983).

O solo é um sistema dinâmico, influenciado pelas formas de uso e manejo adotadas. As florestas podem acarretar mudanças nas propriedades edáficas, principalmente pelo grau de proteção que oferecem ao solo contra a erosão, através da capacidade de penetrar no solo e extrair água e nutrientes e pela matéria orgânica produzida (Andrade, 1997). As raízes exercem uma significativa influência sobre o desenvolvimento do perfil do solo. Ao morrer, as raízes enriquecem a matéria orgânica do solo (Lopes, 2009).

A importância das florestas no balanço hídrico não está ligada ao aumento da água no solo, ou da precipitação, mas ao efeito regulador que as florestas exercem sobre esse balanço (Schumacher; Hoppe, 1998). Uma característica diferencial, e com extrema importância, presente nos ecossistemas florestais, e mesmo em plantações comerciais de árvores, é a presença da serapilheira. Essa camada de material orgânico depositada no piso florestal pode acumular significativa quantidade de água junto aos seus tecidos, fazendo a função de uma grande esponja e filtro, que se encharca logo após uma precipitação e, após isso, vai liberando lentamente a água acumulada e nutrientes para o solo, onde irá abastecer as raízes das plantas (Lopes, 2009).

A solução do solo, provavelmente, seja a característica que apresenta maior influência sobre o desenvolvimento e distribuição do sistema radicular (Pritchett, 1990; Reichert *et al.*, 2007). A maioria das árvores apresenta melhores taxas de crescimento em solos úmidos e bem aerados. O excesso de água no solo ocasiona uma deficiência de oxigênio e a acumulação de dióxido de carbono. Essas condições podem acarretar a redução do crescimento e ainda causar a morte das raízes (Pritchett, 1990).

A distribuição das raízes no perfil do solo, em parte, determina o grau de aptidão da planta na retirada da solução do solo. Algumas plantas cultivadas, como o milho e a soja, ocupam majoritariamente os primeiros 25 a 30 cm do perfil, ao passo que, culturas perenes e árvores possuem sistema radicular profundo e são capazes de obter a solução do solo das camadas mais profundas. Mesmo nesse caso, a absorção se dá com maior intensidade nas camadas superiores (Brady, 1989).

A chuva que chega à copa das árvores sofre a adição de vários elementos, principalmente potássio e magnésio, essas entradas de nutrientes por meio da deposição atmosférica são uma importante fonte de reposição de nutrientes nos plantios florestais. A solução do solo sofre a influência do tipo de vegetação que ocupa o solo. De forma geral o solo sob a plantação de *Pinus taeda* apresenta valores de concentração de íons muito superiores aos verificados na solução do solo sob área de campo, principalmente de cátions básicos trocáveis e nitrogênio na forma de nitrato (Caldato, 2011).

Conforme Neu (2005), uma série de fatores bióticos como a atividade de organismos do solo e fatores abióticos de grande relevância, como as características físicas do solo, a sazonalidade pluviométrica, a acidez dos solos e os aportes atmosféricos, além do tipo de cobertura vegetal, podem interferir na dinâmica dos nutrientes na solução do solo. A disponibilização de diversos elementos químicos, essenciais ao desenvolvimento vegetal, está relacionada aos valores de pH, tornando esse parâmetro um importante indicador das condições químicas do solo (Brandão; Lima, 2002).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.3.1 pH na solução do solo

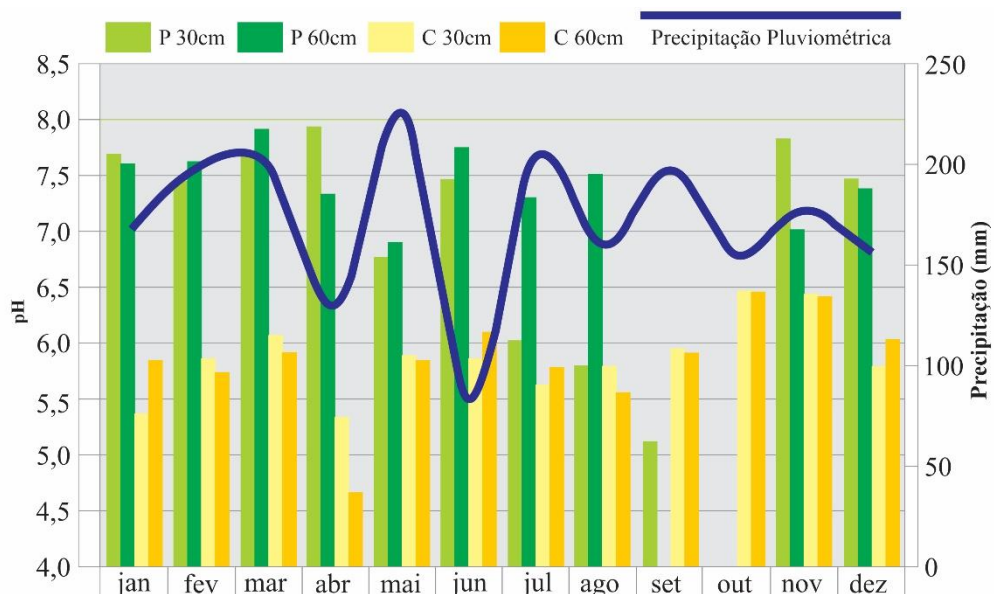
Na Figura 4-2 pode-se verificar os valores de pH da solução do solo, nas duas profundidades analisadas 30 e 60 cm, na área de campo (pastagem) e na área plantada com *Pinus taeda* L., assim como os volumes em milímetros observados para precipitação pluviométrica.

Durante o período estudado, no mês de setembro para a profundidade de 60 cm no Pinus, assim como no mês de outubro, nas duas profundidades, não houve amostra suficiente de solução do solo para ser realizada a medição do pH.

Brandão e Lima (2002) analisaram o comportamento do pH em amostras de solução do solo, coletadas a 15, 30, 80, 120 e 200 centímetros de profundidade em áreas de Cerrado e de plantios de Pinus, assim como amostras de água da chuva coletada nas duas áreas. Nas duas áreas, o pH apresentou um aumento nos valores, com o aumento da profundidade do solo. Em média, no Pinus, o pH foi de 4,4, e na área de Cerrado de 5,0. Os autores atribuem a maior acidez nas áreas de Pinus, à presença da serapilheira, produzida pela floresta, que durante sua decomposição produz compostos orgânicos, responsáveis pela acidificação do solo sob esse tipo de vegetação, fato este, não observado no presente estudo.

De forma semelhante, foi verificado um aumento no valor do pH com o aumento da profundidade, porém os valores de pH no povoamento de Pinus foram superiores aos observados na área de campo, diferindo do estudo anteriormente citado. Esse comportamento pode estar relacionado com o constante aporte de elementos químicos originados no oceano. A névoa deposita os elementos nas copas das árvores, sendo posteriormente carreados pela chuva até o solo.

Figura 4-2. Valores de pH observados na solução do solo a 30 e 60 cm na área de campo (C) e com *Pinus taeda* L. (P), no período de novembro de 2006 a agosto de 2010, em Cambará do Sul, RS, Brasil.



Fonte: Elaborado pelos autores.

No período estudado, no Pinus, nos meses de julho, agosto e setembro, na profundidade de 30 cm, foram observados valores menores do que na profundidade de 60 cm, esse fato pode estar relacionado com a diminuição na concentração de elementos como o sódio e o cálcio (Tabela 1). Brady (1989) relacionou os baixos valores de pH com a diminuição da concentração de cálcio e magnésio e o aumento na concentração de alumínio, assim como com a fixação do fósforo e a deficiência de micronutrientes.

Valores de pH abaixo de 4,5 podem estar relacionados a dissolução de elementos como o ferro, alumínio e manganês, podendo aumentar suas concentrações a níveis intoleráveis pelas plantas. Ao contrário, quando o pH apresenta valores superiores a 8,0, ocorre a diminuição na capacidade de assimilação pelas plantas, interferindo no seu desenvolvimento (Brady, 1989).

Calil (2008) avaliou o pH da solução do solo em duas profundidades distintas, 30 cm e 60 cm, em uma área de pastagem e eucalipto. Com o aumento da pluviosidade ocorreu a diluição da solução do solo, diminuindo o pH na área de pastagem, e na floresta foi observado o comportamento inverso.

O comportamento diferenciado da solução do solo na floresta é causado pela lavagem e carreamento de nutrientes, e outras substâncias depositadas nas copas, por meio da precipitação interna. Na área de pastagem, as águas das chuvas têm o incremento de íons provenientes do material particulado em suspensão no ar, podendo ter origens principalmente de queimadas realizadas neste ecossistema.

A maior concentração de amônia, potássio e outros elementos no povoamento do plantio de Pinus, oriunda especialmente do efeito da lavagem das copas das árvores, pode explicar a elevação do pH da solução do solo, em relação à pastagem, atuando como um íon neutralizador de ânions como nitrato, sulfato e cloretos, juntamente com o sódio, potássio, cálcio e magnésio. O efeito de neutralização da amônia pode ser comprovado através do estudo de Leal *et al.* (2004), que avaliando o pH e composição iônica das precipitações no centro de São Paulo, SP, verificaram que a quantidade média de amônia presente na água das chuvas era de 8,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹, e que a mesma era a principal forma de neutralização de ânions.

4.3.2 Concentração de íons na solução do solo

De acordo com os dados da Tabela 4-1, no povoamento de *Pinus taeda* L., a ordem de grandeza, na concentração dos elementos presentes na solução do solo à profundidade de 30 cm foi: Cl > Na > Ca > S > Mg > K > Nitrato > Amônio > P; na profundidade de 60 cm houve uma pequena alteração nessa ordem, ficando da seguinte forma: Ca > Cl > Na > S > K > Mg > P > Nitrato > Amônio. Esta ordem na concentração de íons está diretamente associada às entradas observadas na Água da Chuva, cuja ordem crescente foi a seguinte: Cl > Na > K > S > Ca > N > Mg > P (Lopes, 2013).

Caldato (2011), em uma plantação de pinus, observou elevadas concentrações de íons, principalmente de cátions básicos trocáveis e nitrogênio na forma de nitrato, em sua composição. Em comparação com a pastagem, os valores na concentração dos elementos estudados foram sempre superiores na solução do solo sob a plantação de pinus. Segundo a autora, a alta quantidade de nitrogênio presente na serapilheira (219,7 Kg ha⁻¹) foi a principal fonte de entrada de nitrato na solução do solo sob o pinus.

De forma semelhante, Neu (2005) verificou que as frações inorgânicas do nitrogênio são fortemente influenciadas pela precipitação e a vegetação. Com relação à vegetação, o mesmo autor observou que os ecossistemas florestais apresentaram os maiores teores de nitrato verificados especialmente logo após os eventos de chuva. Para o amônio e o nitrito, foi observado que o pico de maior concentração coincide com o final do período chuvoso, quando o solo apresentou o maior estoque de água, menor presença de oxigênio, e a atividade biológica passa a ser anaeróbia, que está correlacionado com fatores físicos do solo e a topografia local.

Dentre os compostos de nitrogênio, a amônia apresenta-se como uma das mais importantes fontes de nitrogênio presente na atmosfera emitida primordialmente de forma biogênica, pois sua origem se dá pela decomposição da matéria orgânica, eliminação metabólica (excretas de seres humanos e animais em geral) e através da agricultura intensiva e da queima de biomassa vegetal (atividades agrícolas e queimadas) (Leal *et al.*, 2004).

Souza (2006) estudando três tipologias florestais no litoral do Paraná observou, de maneira geral, que o alumínio é o cátion predominante, sendo seguido por cálcio e sódio, os quais se invertem em posição conforme a tipologia ou profundidade considerada. Com relação aos ânions, o cloreto predomina seguido pelo nitrato.

Na área de pastagem, todos os íons analisados apresentaram valores de concentração inferiores aos encontrados na solução do solo, sob o povoamento de *Pinus taeda* L.. Ainda na área de pastagem, os acréscimos ou decréscimos ocorridos entre as duas profundidades foram menores que no povoamento de pinus.

Assim como observado por Neu (2005), os diferentes tipos de vegetação apresentam influência na predominância dos íons presentes na solução do solo. Áreas com a presença de vegetação rasteira possuem como principal via de entrada de nutrientes a precipitação e a deposição atmosférica, nas áreas com a presença da floresta observa-se além das entradas pela precipitação e deposição atmosférica a contribuição da serapilheira, especialmente com o cálcio e magnésio. O mesmo autor afirma que em ecossistemas sem cobertura vegetal, a principal entrada de cálcio e magnésio no sistema solo é através do intemperismo de silicatos e carbonatos, como a anortita, a calcita e a dolomita.

Considerando as diferenças nas concentrações entre as duas profundidades estudadas no plantio de *Pinus taeda* L., cabe destacar elementos como cloro (-41%) na profundidade de 60 cm e o sódio (-14 %) na profundidade de 60 cm. Este comportamento da solução do solo pode ser atribuído à ação da extensa malha de raízes finas presentes nos primeiros 30 cm do solo. Conforme Lopes *et al.* (2010), na mesma área do presente estudo, foi verificada grande ocupação dos primeiros 10 cm de profundidade do solo por raízes finas e muito finas, no *Pinus taeda* com 32,3% e na pastagem 42,8%. A presença dessas raízes está diretamente ligada ao processo de ciclagem, possibilitando a disponibilização de nutrientes e água às duas tipologias vegetais em questão. Contribuindo a esta constatação, cabe destacar a capacidade de acumulação do spray marinho e particulados, pelas copas das árvores, que posteriormente são lavados pela chuva, diferenciando a composição química da solução do solo sob o povoamento de pinus.

Tabela 4-1. Valores das concentrações médias mensais para a solução do solo no plantio de *Pinus taeda* L. e uma área de campo nativo em Cambará do Sul, RS, Brasil.

Mês	Na mg L ⁻¹				K mg L ⁻¹				Ca mg L ⁻¹			
	Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem	
	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm
Jan	10,6	5,88	0,64	0,86	1,2	0,55	0,43	0,23	16,62	14,09	1,18	1,94
Fev	9,5	6,88	1,33	1,29	0,8	0,75	0,26	0,28	13,29	8,22	1,41	1,66
Mar	12,1	6,35	2,29	2,01	0,8	0,45	0,51	0,3	12,09	6,36	0,99	0,41
Abr	13	7,45	1,65	1,63	0,7	0,45	0,32	0,38	0,57	2,26	0,59	1
Mai	13,3	6,95	1,78	1,92	0,65	0,25	0,31	0,28	4,25	4,08	1,12	1,02
Jun	10,8	6,4	1,56	1,89	0,5	0,5	0,22	0,16	s.a.	s.a.	1,25	0,86
Jul	6,11	4,8	1,07	1,13	0,55	0,27	0,37	0,22	9,24	10,83	1,33	0,82
Ago	3,49	7,48	1,1	1,28	0,8	1,45	0,27	0,37	2,37	13,62	0,8	0,54
Set	1,82	s.a.	0,92	1,2	0,17	s.a.	0,32	0,2	2,33	s.a.	0,81	0,96
Out	s.a.1	s.a.	1,88	2,42	s.a.	s.a.	0,34	0,34	s.a.	s.a.	4,6	1,93
Nov	7,7	7,1	1,67	1,42	0,85	1,85	0,38	0,45	3,44	10,81	4,69	1,94
Dez	1,3	6,21	1,62	1,28	0,85	0,6	0,92	0,5	15,14	6,78	2,43	2,84
Média	8,16	6,55	1,46	1,53	0,72	0,71	0,39	0,31	7,93	8,56	1,77	1,33
Mês	Mg mg L ⁻¹				Amônio mg L ⁻¹ de N				Nitrato mg L ⁻¹ de N			
	Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem	
	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm
Jan	0,92	0,76	0,29	0,43	0,03	0,03	0,06	0,11	n.d.	n.d.	0,06	n.d.
Fev	0,81	0,61	0,35	0,47	0,05	0,08	0,13	0,11	0,65	n.d.	0,1	n.d.
Mar	1,02	0,54	0,17	0,14	0,06	0,07	0,03	0,01	n.d.	0,12	n.d.	n.d.
Abr	0,99	0,5	0,18	0,27	0,02	0,01	n.d.	0,46	0,67	0,32	n.d.	n.d.
Mai	0,88	0,41	0,36	0,3	0,5	0,41	0,39	0,15	0,46	0,09	0,05	n.d.
Jun	0,74	0,71	0,18	0,25	0,59	0,42	0,25	0,21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Jul	0,5	0,36	0,33	0,33	0,35	0,62	0,02	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ago	0,32	0,43	0,23	0,23	0,29	0,12	0,17	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Set	0,35	s.a.	0,36	0,45	0,51	s.a.	0,2	0,08	n.d.	s.a.	n.d.	n.d.
Out	s.a.	s.a.	0,63	0,63	s.a.	s.a.	0,16	0,2	s.a.	s.a.	0,12	n.d.
Nov	0,76	0,35	0,44	0,5	n.d.	n.d.	0,32	0,11	1,13	n.d.	n.d.	n.d.
Dez	1,37	0,61	0,47	0,52	0,05	0,14	0,02	0,09	0,67	0,39	n.d.	n.d.
Média	0,79	0,53	0,33	0,38	0,24	0,21	0,16	0,15	0,71	0,23	0,08	n.d.
Mês	P mg L ⁻¹				S mg L ⁻¹				Cl mg L ⁻¹			
	Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem		Pinus		Pastagem	
	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm	30 cm	60 cm
Jan	n.d.	0,48	0,01	0,1	6,7	3,69	0,34	0,44	12,44	2,82	0,54	0,67
Fev	n.d.	n.d.	0,08	0,11	3,73	3,79	0,39	0,45	15,28	11,32	0,63	0,82
Mar	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,43	3,39	0,5	0,6	18,84	10,04	0,74	1,19
Abr	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,64	3,56	0,37	0,42	24,97	12,41	0,74	0,99
Mai	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,26	3,42	0,4	0,56	23,84	12,44	0,8	1,05
Jun	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,39	4,17	0,38	0,53	14,96	5,38	0,95	1,33
Jul	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,82	4,12	0,25	0,51	14,91	5,86	0,9	1,39
Ago	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,61	4,84	0,36	0,48	11,93	11,9	1,2	1,87
Set	n.d.	s.a.	n.d.	n.d.	2,06	s.a.	0,43	0,63	3,43	s.a.	1,22	1,52
Out	s.a.	s.a.	0,09	0,09	s.a.	s.a.	0,99	0,68	s.a.	s.a.	4,83	2,42
Nov	0,08	n.d.	0,1	0,09	1,92	7,58	0,6	0,57	6,36	4,86	1,29	1,33
Dez	n.d.	n.d.	0,09	0,1	2,01	7,67	0,52	0,58	13,5	8,43	1,08	1,19
Média	0,08	0,48	0,07	0,1	3,78	4,62	0,46	0,54	14,59	8,54	1,24	1,31

Fonte: Elaborado pelos autores.

Neu (2005) observou uma correlação entre o cloro e a precipitação, analisando picos de concentrações significativamente maiores no início do período chuvoso, com declínio no decorrer do período, caracterizando como principal via de entrada a precipitação pela reciclagem de sais marinhos na atmosfera. Outro aspecto verificado pelo autor foi a presença de significativas concentrações a grandes profundidades, fato atribuído à facilidade com que este é lixiviado.

Acredita-se que as consideráveis concentrações de enxofre presentes na solução do solo podem ser explicadas pelas entradas por meio da precipitação, refletindo as emissões terrestres pela presença de indústrias, por exemplo, este nutriente, após ser depositado na copa das árvores, é lixiviado até o solo. Segundo Cargil (1998), o dióxido de enxofre e outros gases da atmosfera, dissolvidos na água da chuva, podem chegar a contribuir com um aporte de 22 kg de S ha⁻¹ ano⁻¹ ao solo.

Mesmo o potássio sendo aportado em grandes quantidades pela água da chuva, não foram observadas concentrações elevadas na solução do solo. Isso evidencia o intenso processo de ciclagem biogeoquímica que ocorre com esse elemento. Assim que chega à solução do solo ou até mesmo antes de chegar ao solo, ainda na camada de serapilheira (Lopes, 2009) o potássio é interceptado pela grande malha de raízes finas e volta a ser incorporado à planta.

O processo de lavagem das acículas é considerado como a segunda via de aporte de nutrientes no interior de povoamentos de pinus, pois por meio desta, ocorre uma aceleração na ciclagem de nutrientes principalmente de magnésio (Lima, 1979), assim como do potássio.

Schumacher *et al.* (2011) também verificaram a importância da água da chuva como principal fonte de entrada no solo de uma Floresta Estacional Subtropical de Encosta, principalmente para os seguintes elementos: K > Na > Ca > Mg. É importante ressaltar a dinâmica de atuação do sistema radicular nos primeiros 30 cm do solo, com a absorção de bases como K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺. No caso do magnésio, por exemplo, verificou-se uma diminuição de 33% na concentração deste elemento dos 30 cm para os 60 cm de profundidade do solo.

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores de pH foram superiores na solução do solo sob o povoamento de *Pinus taeda* L. em relação a área com pastagem. Na área de pastagem, o pH não se alterou, mantendo o mesmo valor para as duas profundidades de amostragem. Na área do povoamento de *Pinus taeda* L., foi verificado um aumento no valor do pH com o aumento na profundidade do solo. O efeito do tipo de vegetação interfere de forma decisiva nas concentrações dos elementos presentes na solução do solo. A solução do solo, sob a plantação de *Pinus taeda* L., apresenta elevada concentração, principalmente dos elementos cloro, sódio, cálcio e enxofre. A concentração de elementos na solução do solo, sob a plantação de *Pinus taeda* L., apresenta valores superiores aos verificados na solução do solo sob a área de pastagem. Na área de pastagem, a concentração de íons, entre as profundidades de 30 e 60 cm, apresentou variação muito pequena. A concentração de íons apresentou alterações entre as profundidades de 30 e 60 cm para a área com *Pinus taeda*, essencialmente para os elementos cloro, sódio e potássio.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, A. G. **Ciclagem de nutrientes e arquitetura radicular de leguminosas arbóreas de interesse para revegetação de solos degradados e estabilização de encostas**. 1997. 182 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WPCF. 1998.
- BRACK, P. *et al.* **Levantamento preliminar da flora e da vegetação do vale do rio Pelotas, no município de Bom Jesus, RS**. Disponível em: (http://www.inga.org.br/docs/levantamento_preliminar_vegetacao_paiquere.pdf) > Acesso em: 15 de dezembro de 2008.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 898p.
- BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. pH e condutividade elétrica em solução do solo em áreas de Pinus e Cerrado na Chapada, em Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia**, 3(6), Junho/2002.
- BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 20 jan. 2013.
- CALDATO, S.L. **Ciclagem biogeoquímica dos nutrientes em uma plantação de *Pinus taeda* L. no nordeste argentino**. 2011. 106 f. Tese (Doutorado em Silvicultura) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.
- CALIL, F. N. Aspectos Nutricionais de um Sistema Agroflorestal com Eucalipto no Sul do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil. 2008.
- CARGIL, FUNDAÇÃO. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Piracicaba: Potafos, 177 p., 1998.
- LEAL, T. F. M.; FONTENELE, A. P. G.; PEDROTTI, J. J.; FORNARO, A. Composição iônica majoritária de águas de chuva no centro da cidade de São Paulo. **Química nova**. São Paulo, v. 27, n. 6, p. 851 – 861, 2004.
- LIMA, W. P. Alteração do pH, condutividade e das concentrações de Ca, Mg e P da água da chuva em floresta de *Pinus caribea* Morelet var. *caribea*. **IPEF**. São Paulo, n. 18, p. 37– 54, 1979.
- LOPES, V. G. **Quantificação das raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L., na região dos Campos de Cima da Serra, RS**. 2009. 82f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil, 2009.
- LOPES, V. G. *et al.* Quantificação de raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L. e uma área de campo em Cambará do Sul (RS). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.20, p.569 - 578, 2010.
- LOPES, V. G. **Dinâmica nutricional em um povoamento de *Pinus taeda* L. no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2013. 240 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.
- MARQUES, R.; RANGER, J. Nutrient dynamics in a chronosequence of douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) France) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1: Qualitative approach. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 91, p. 255–277, 1997.
- MARTINELLI, S. Indicadores microbiológicos e padrões de qualidade da água. In: SILVEIRA, A. P. D.; FREITAS, S. S. (Eds.). **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2007. 312p.

NEU, V. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus – AM.** 2005. 110f. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas), Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil, 2005.

PARKER, G. G. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. **Advances in Ecological Research**, Great Britain, v. 13, p.57–133, 1983.

PRITCHETT, W. L. **Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento.** Impreso no México, 1990. 634 p.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C.A.; SILVA, L.S.; REICHERT, J.M. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo.** v. 5, Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 49-134.

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M. **A floresta e a água.** 1. ed. Porto Alegre: Pallotti, 1998. 70 p.

SCHUMACHER, M. V. *et al.* Aporte de cátions através da deposição atmosférica em uma floresta secundária de itaara. In: Mauro V. Schumacher; Solon J. Longhi; Eleandro J. Brun; Ricardo V. Kilca. (Org.). **A floresta estacional subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do planalto meridional.** Santa Maria, 2011, p. 311-319.

SOUZA, L. C. **Dinâmica de nutrientes na precipitação, em solução de solo e lençol freático em três tipologias florestais sobre espodossolo, no litoral do Paraná.** 2006. 131f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

STRECK, E. V. *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul.** 2. ed, revisada e ampliada, Porto alegre: EMATER/RS, UFRGS, 2008, 222 p.

Capítulo 5 - USO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS EM ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS PARA PERFURAÇÃO DE POÇOS

Chapter 5 - Use of Geophysical Methods in Hydrogeological Studies for Well Drilling

Pablo Matos Soares, Lenon Melo Ilha

5.1 INTRODUÇÃO

No presente estudo foi realizado o mapeamento geológico e aplicação do método geofísico da eletrorresistividade na busca de áreas de interesse para perfuração de um poço para abastecimento domiciliar em uma propriedade rural na cidade de Caçapava do Sul, RS.

A Hidrogeologia é um ramo das geociências que estuda a água subterrânea e sua relação com o ambiente geológico. Realiza pesquisas sobre forma de ocorrência, comportamento hidrodinâmico, formas de exploração e qualidade das águas subterrâneas e suas relações com as mudanças ambientais e atividades antrópicas, estabelecendo diretrizes de uso e proteção dos aquíferos, subsidiando a elaboração de instrumentos de gestão dos recursos hídricos subterrâneos e desenvolvendo novas tecnologias voltadas à melhor caracterização, aproveitamento e proteção dos aquíferos. Segundo uma pesquisa realizada pelo Instituto Trata Brasil, os aquíferos concentram 97% das águas doces e líquidas do planeta. Um aquífero é uma formação geológica que permite que a água se acumule em estruturas naturais subterrâneas. Eles são essenciais para o ciclo hidrogeológico e são classificados de acordo com a permeabilidade das rochas que o constituem. O estudo hidrogeológico possui uma importância cada vez maior e é capaz de prover soluções ou alternativas ambientais para os problemas de suprimento hídrico. Consiste em uma avaliação qualitativa e quantitativa de uma determinada região com o objetivo de entender a relação entre a demanda e a oferta de água da área de interesse. O objetivo geral do trabalho foi identificar zonas potenciais para perfuração de poços. Teve-se por objetivos específicos:

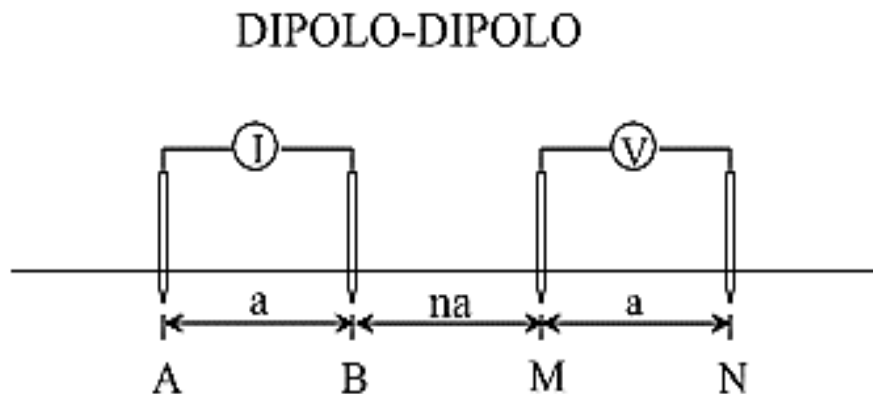
- a) Elaborar um modelo geoeletrico de resistividade.
- b) Identificar possíveis zonas fraturadas, identificação de zonas de interesse para prospecção de água subterrânea.

5.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO

Inicialmente foi realizada a fotointerpretação da imagem de satélite da propriedade rural, com o intuito de reconhecimento geral da área, da litologia, das formas estruturais existentes, e de buscar indícios de presença de falhas, vegetação, drenagem, de maneira a direcionar melhor os locais para aplicar o estudo geofísico. Após, foi realizada a ida a campo, ocorrida no dia 03 de julho de 2023, onde percorreu-se a propriedade para identificação da geologia local e definição *in loco* dos traçados mais adequados de perfis para a aplicação do método geofísico.

Para o levantamento geofísico foi utilizado o método da eletrorresistividade de acordo com a teoria física sobre propriedades elétricas dos materiais. A aquisição dos dados foi realizada por meio de caminhamento elétrico (CE) com arranjo Dipolo-Dipolo utilizando-se um eletrorresistivímetro da marca Syscal Pro, com resolução de 1 mV, fabricado na França pela Iris. O arranjo Dipolo-Dipolo (Figura 5.1) é o mais usado no mapeamento detalhado da resistividade e de medidas de IP com a profundidade, uma vez que este arranjo apresenta uma boa sensibilidade a mudanças laterais. Os eletrodos de corrente AB ficam espaçados 5 metros entre si, assim como os eletrodos de potencial MN. Os dipolos possuem espaçamento entre os eletrodos, que podem ser dispostos nas formas azimutal, axial e equatorial.

Figura 5-1. Esquema de aquisição do método de eletrorresistividade, um par de eletrodos de emissão de corrente (A e B) e outro de medida de potencial (M e N) com o espaçamento entre eles: a. em perfil e b. em planta

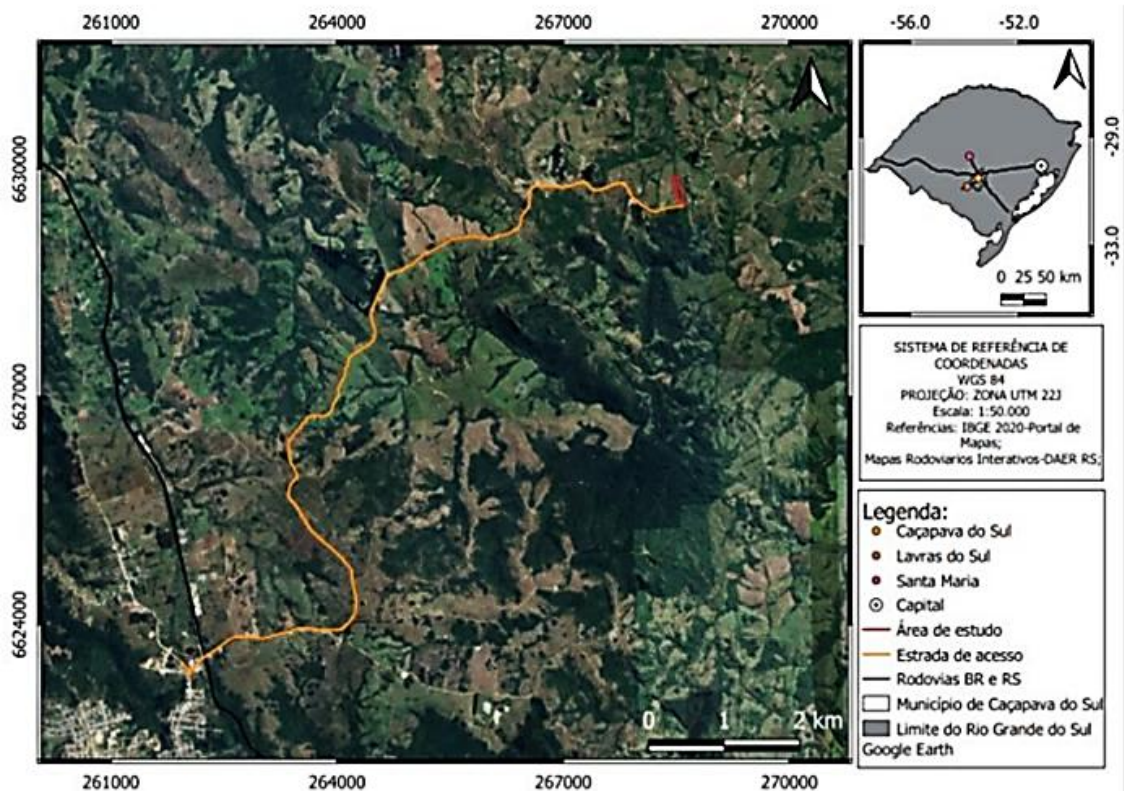


Fonte: Modificado de Gandolfo (2007).

5.3 ÁREA DE ESTUDO

O município de Caçapava do Sul está localizado na região centro-sul do Estado do Rio Grande Sul. Para chegar ao local, partindo-se da capital gaúcha, Porto Alegre, pela BR-290, segue-se na direção oeste por 242 km até o entroncamento com a BR-392, onde, após seguir por 16 km ao sul do entroncamento, pela BR-392, chega-se ao município de Caçapava do Sul. A propriedade rural tem acesso na direção Leste (E) no trevo da cidade, em uma estrada vicinal por aproximadamente 13 km, até a área 3 de estudo (Figura 5-2). Coordenada de localização WGS 84 UTM 22 J Latitude 6629525.88 m S Longitude 268573.50 m E.

Figura 5-2. Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos autores.

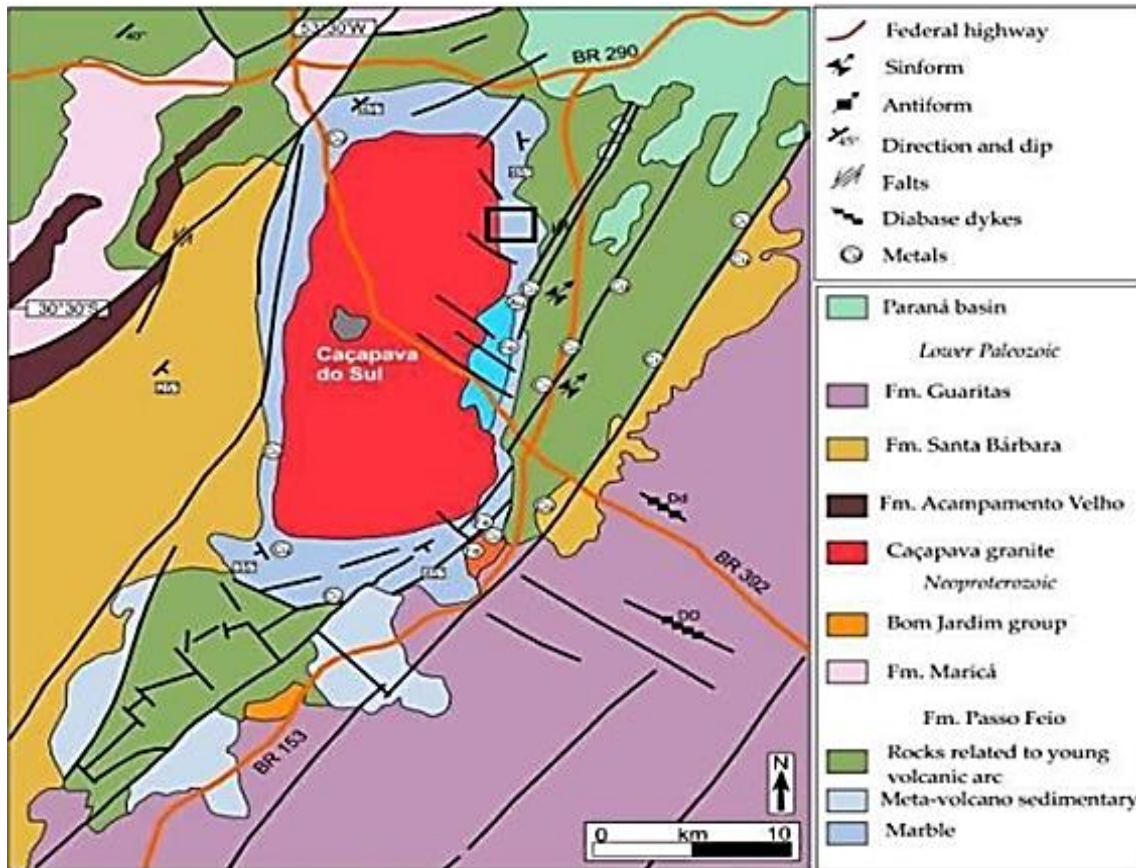
5.4 CONTEXTO GEOLÓGICO

A área está inserida no domínio do Escudo Sul Riograndense (Figura 5-3), unidade tectono-estratigráfica de idade pré-cambriana, circundada a norte e a oeste por sequências sedimentares paleozoicas e mesozoicas da Bacia do Paraná e a leste por sequências cenozoicas da Bacia de Pelotas (Hartmann et al., 2007). O Escudo Sul Riograndense é formado por quatro unidades distintas: (i) Terreno Taquarembó, (ii) Cinturão São Gabriel, (iii) Cinturão Tijucas, e (iv) Batólito de Pelotas (Hartmann et al., 2007).

A área de estudo localiza-se no Complexo Metamórfico Passo Feio que está inserido na porção leste do domínio do Cinturão São Gabriel do Escudo Sul Rio Grandense. Ele borda o Granito Caçapava do Sul, e compreende uma sequência de metapelitos, mármores, rochas calcissilicáticas, quartzitos, anfibolitos, rochas meta-vulcanoclásticas e xistos magnesianos (Bitencourt, 1983). Este complexo se encontra no Terreno São Gabriel, porção oeste do Cinturão Dom Feliciano, extremo sul 4 da Província Mantiqueira, com evolução e metamorfismo de idade Neoproterozoica. A unidade é composta por metapelitos, xistos quartzo-feldspáticos, quartzitos e rochas meta-vulcânicas subordinadas (Philipp *et al.*, 2018). O metamorfismo regional orogênico compreende desde a fácies xisto verde até a fácies

anfíbolito, observando-se aumento do grau metamórfico em direção ao Granito Caçapava (Ribeiro et.al, 1966).

Figura 5-3. Mapa geológico de Caçapava do Sul - RS (a área de estudo está contornada em preto).



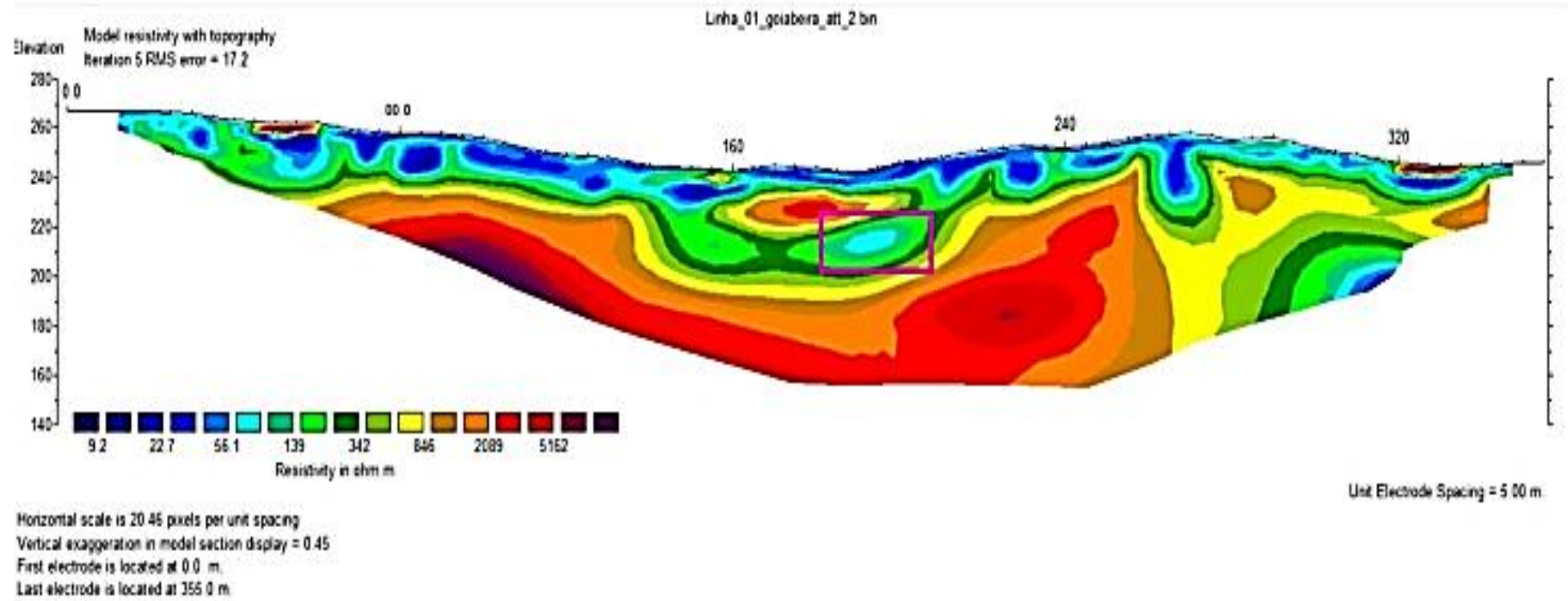
Fonte: Modificado de CPRM, 2010.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse estudo o objetivo principal foi a identificação de zonas de interesse para prospecção de água subterrânea. Durante a etapa de campo, foram realizados dois perfis lineares denominados caminhamentos elétricos. São perfis distintos, com 360 metros de comprimento cada e com espaçamentos entre eletrodos de cinco metros, atingindo a profundidade máxima de 100 metros. Resultando em uma seção modelada 2D, com a distribuição das resistividades elétricas presentes em subsuperfícies (Figuras 5-4 e 5-5).

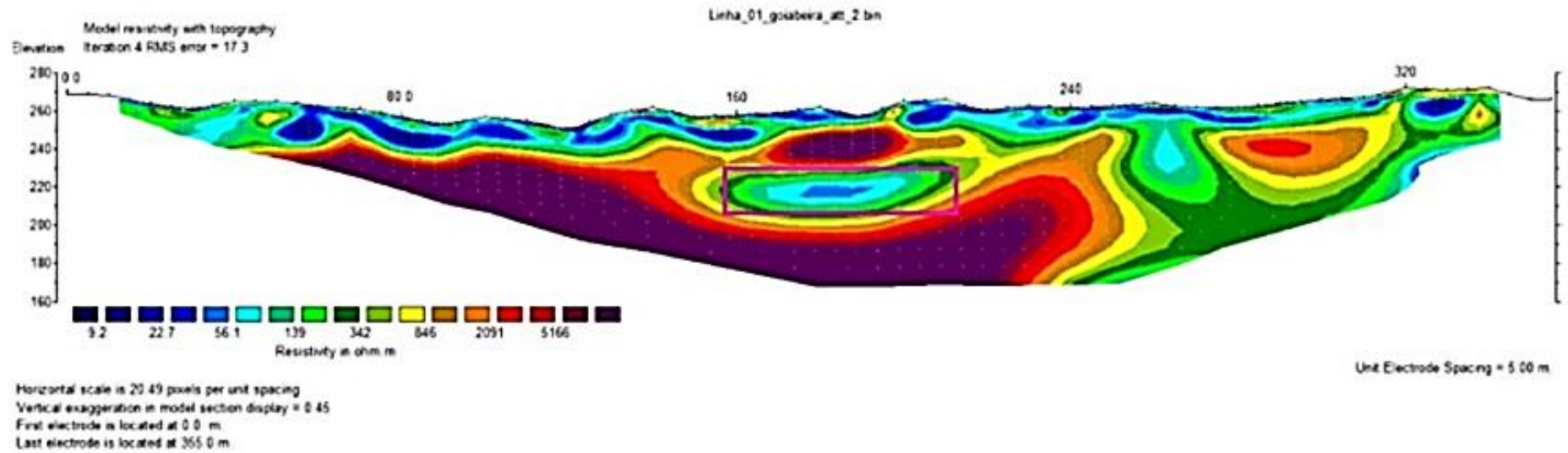
O perfil geofísico, denominado linha 02 (Figura 5-5) apresenta anomalia de baixa resistividade indicada pela cor azul ciano no ponto destacado pelo polígono rosa, esta anomalia se encontra a aproximadamente 180 metros do início do perfil em superfície (porção central) e a aproximadamente 50 metros de profundidade, consequentemente, assim como na linha 01, esses valores também são representados em toda a porção superficial do terreno, devido à alta precipitação de chuva nos dias anteriores às aquisições, indicando saturação do solo.

Figura 5-4. Perfil geofísico linha 1



Fonte: Elaborado pelos autores

Figura 5-5. Perfil geofísico linha 2.



Fonte: Elaborado pelos autores

5.5.1 Mapa dos perfis e da localização do poço

Na Figura 5-6, no mapa de perfis de localização do poço, a área limitada pelo retângulo é uma região com um possível indicativo da presença de água no subsolo.

Figura 5-6. Mapa dos perfis e da localização do poço.



Fonte: Elaborado pelos autores

As coordenadas para a melhor localização do furo são: UTM 22J 268580 E, 6629527 N (*Datum* WGS84). Contudo, por ser um método indireto, existe a possibilidade de a anomalia apresentada não ser água.

5. 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que o estudo hidrogeológico realizado para identificar camadas promissoras de água subterrânea, revelou duas anomalias de baixa resistividade, indicando áreas prováveis de acumulação de água subterrânea. Essas anomalias foram detectadas em aproximadamente 190 metros e 180 metros do início dos dois perfis, respectivamente, e a uma profundidade de cerca de 50 metros. As baixas resistividades se estendem por toda a porção superficial do terreno, com profundidades que variam até 25 metros, provavelmente devido à alta precipitação de chuva nos dias anteriores às aquisições, indicando saturação do solo. O uso de ferramentas geofísicas e técnicas de mapeamento geológico

demonstrou ser eficaz para a detecção de camadas aquosas, fornecendo informações importantes para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. E enfatizando a importância crescente da hidrogeologia como um ramo fundamental das geociências para enfrentar os desafios de suprimento hídrico e sustentabilidade ambiental.

O estudo demonstrou resultados relevantes para o objetivo principal do trabalho. As áreas identificadas como promissoras podem fornecer um potencial significativo para perfuração de poços e suprimento de água para a propriedade rural em questão.

REFERÊNCIAS

BITENCOURT, M. F. Geologia, petrologia e estruturação da Região do Faxinal e do Passo Feio, Caçapava do Sul, RS. 1983. **Dissertação** (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1983.

GANDOLFO, O. C. B.; GALLAS, J. D. F. O arranjo pólo-dipolo como alternativa ao dipolo-dipolo em levantamentos 2D de eletrorresistividade. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 25, p. 227-235, 2007.

HARTMANN, L. A.; CHEMALE JR., F.; PHILIPP, R. P. Evolução geotectônica do Rio Grande do Sul no Pré-Cambriano. In: IANNUZZI, R.; FRANTZ, J. C. (org.). **50 anos de Geologia: Instituto de Geociências. Contribuições**. Porto Alegre: UFRGS, 2007. p. 97-123.

PHILIPP, R. P.; PIMENTEL, M. M.; BASEI, M. A. S. The tectonic evolution of the São Gabriel Terrane, Dom Feliciano Belt, Southern Brazil: the closure of the Charrua Ocean. In: SIEGESMUND, S. *et al.* (ed.). **Geology of Southwest Gondwana: Regional Geology Reviews**. Cham: Springer, 2018. p. 243-265.

RIBEIRO, M.; BOCCHI, P. R.; FIGUEIREDO FO, P. M.; TESSARI, R. I. **Geologia da quadricula de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil**. Rio de Janeiro: Boletim da Divisão de Fomento da Produção Mineral, 1966.

Capítulo 6 - TOMOGRAFIA ELÉTRICA DE RESISTIVIDADE (ERT) APLICADA A ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS NA UNIPAMPA CAMPUS CAÇAPAVA DO SUL

Chapter 6 - Electrical Resistivity Tomography (ERT) Applied to Hydrogeological Studies at UNIPAMPA, Caçapava do Sul Campus

Marcos Vinicius Souza Freire, José Pedro Rebes Lima, Frederick Karnal Johann Plesnik, Bianca Marcelino Volpato, Lucas Deporte da Silva, Maria Eduarda Martins de Mattos

6.1 INTRODUÇÃO

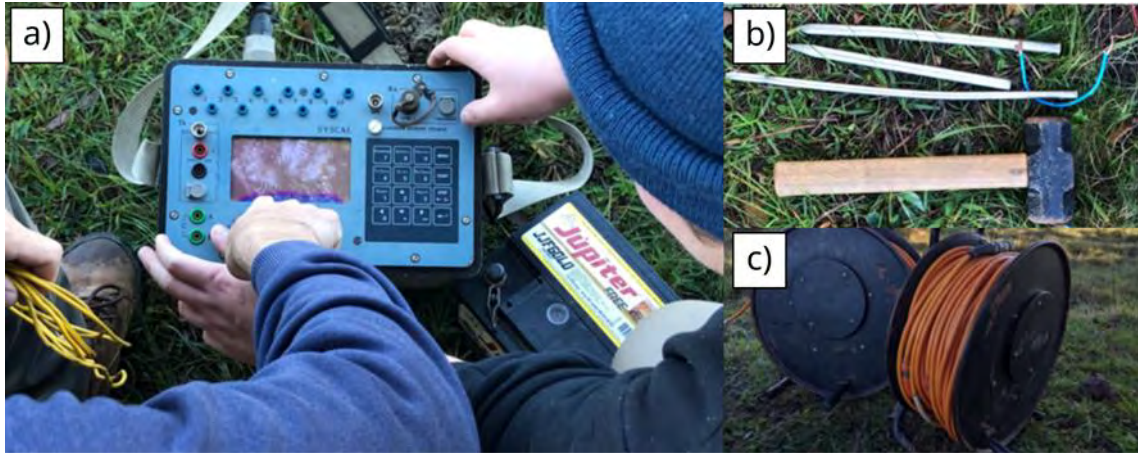
A geofísica explora a Terra indiretamente, medindo propriedades físicas como resistividade elétrica, magnetismo e densidade da rocha para investigar a subsuperfície da Terra e de outros planetas. Métodos geoeletricos, como a resistividade elétrica, avaliam a distribuição das propriedades elétricas sob a superfície para estudos geológicos (Orellana, 1972). A resistividade é afetada por fatores como porosidade, permeabilidade, saturação de água, concentração de minerais e temperatura das rochas. Esses métodos auxiliam na compreensão da composição e estrutura da Terra, com aplicações na exploração mineral e estudos ambientais, tornando a geofísica uma ferramenta inestimável para desvendar os segredos ocultos sob a superfície terrestre.

O objetivo deste trabalho é detectar e delimitar parte do embasamento da SGCS (Suíte Granítica Caçapava do Sul), área próxima onde se encontra o campus da Universidade Federal do Pampa, na cidade de Caçapava do Sul, e mapear regiões de saturação de água, como um possível lençol freático, por meio de métodos geoeletricos.

6.2 SOBRE O ESTUDO DE CASO

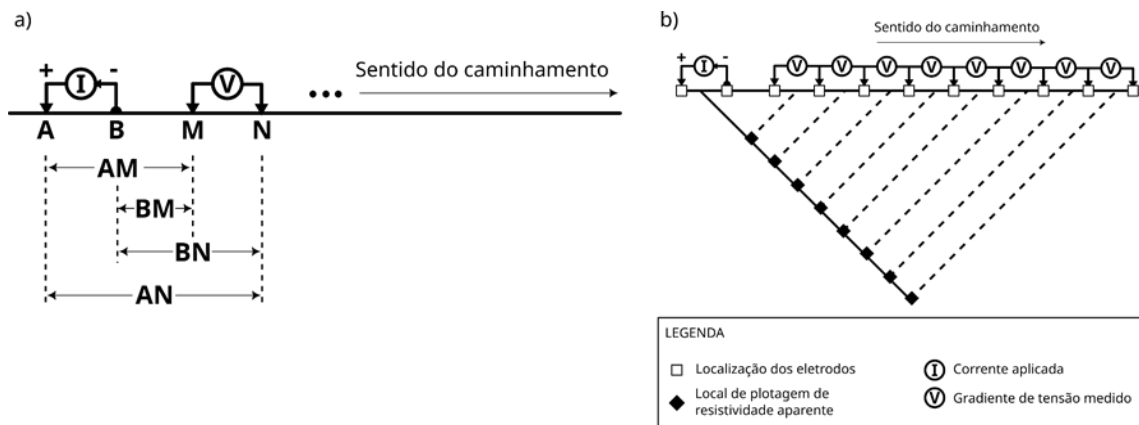
Para este trabalho foi realizado um levantamento geoeletrico utilizando o método ERT (*Electrical Resistivity Tomography*) ou Tomografia de Resistividade Elétrica em português, que consiste em um módulo central de aquisição de medidas de resistividade elétrica e de polarização induzida Syscal Pro (IRIS-INSTRUMENTS, 2023) (Figura 6-1a), 36 eletrodos (Figura 6-1b) aterrados com o auxílio de uma marreta (Figura 6-2b), e acoplados a cabos multicanal (Figura 6-1c). As medidas foram realizadas utilizando o arranjo dipolo-dipolo (Figura 6-2a e Figura 6-2b). Foram realizados 2 perfis com a extensão de 180 m cada. A configuração do arranjo foi definida no sistema Syscal Pro, e em seguida acionado o sistema de aquisição de dados. O tempo total de aquisição para cada perfil foi em média 20 minutos. Para cada ponto de amostragem foram obtidas as coordenadas e a elevação, utilizando um GPS (*Global Positioning System*) portátil.

Figura 6-1. Equipamentos utilizados para aquisição. (a) Sistema Syscal Pro; (b) Eletrodos e marreta; (c) Cabos multicanal.



Fonte: Autores

Figura 6-2. a) Fator geométrico do arranjo dipolo-dipolo; b) Diagrama do arranjo dipolo-dipolo.



Fonte: Elaborado pelos Autores

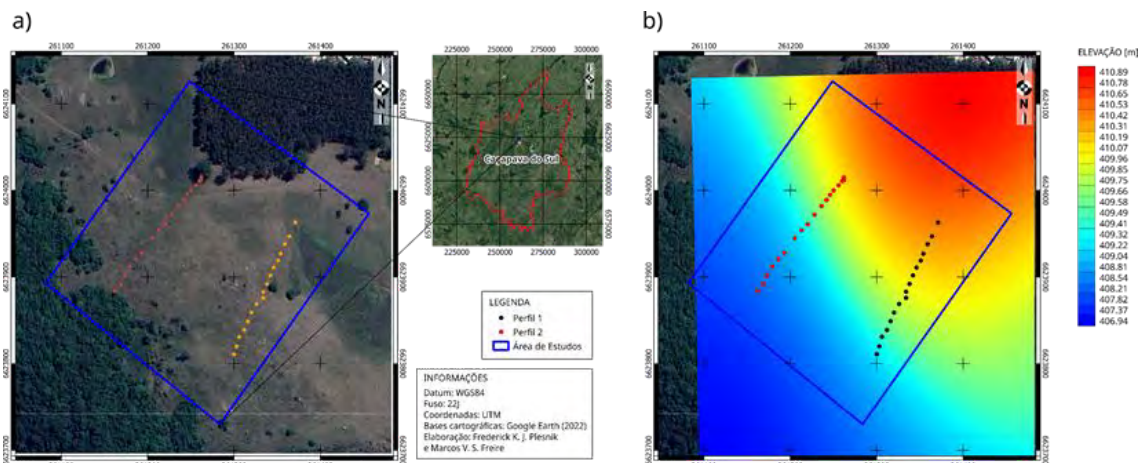
6.3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudos está situada no município de Caçapava do Sul (RS) (Figura 6-3a), a uma distância de 260,5 km da capital Porto Alegre. O município de Caçapava do Sul faz está localizada dentro do Escudo Sul-Rio-Grandense (ESRG). Essa área corresponde às porções mais elevadas do escudo, apresentando uma altitude aproximada de 410 m, conforme o modelo digital de elevação (DEM) (Figura 6-3b). O local de estudo está localizado a 800 m de distância no sentido noroeste da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), campus Caçapava do Sul. Foram realizados 2 perfis, um com direção NE-SW e o segundo com direção N-S (Figura 6-3a, Figura 6-3b).

6.3.1 Características da área

A área de estudo possui vegetação rasteira, incluindo gramíneas e árvores de porte médio, com terreno acidentado nas direções NO, SO e SE e poucos afloramentos rochosos. É uma zona rural com escassa infraestrutura elétrica, situada a cerca de 400 m de instalações urbanas. Localiza-se em área elevada na cidade de Caçapava do Sul, com altitudes de 406 a 411 m (Figura 6.3b).

Figura 6-3. a) Mapa de localização da área de estudos; b) DEM da área de estudos.



Fonte: Elaborado pelos autores.

6.3.2 Contexto Geológico

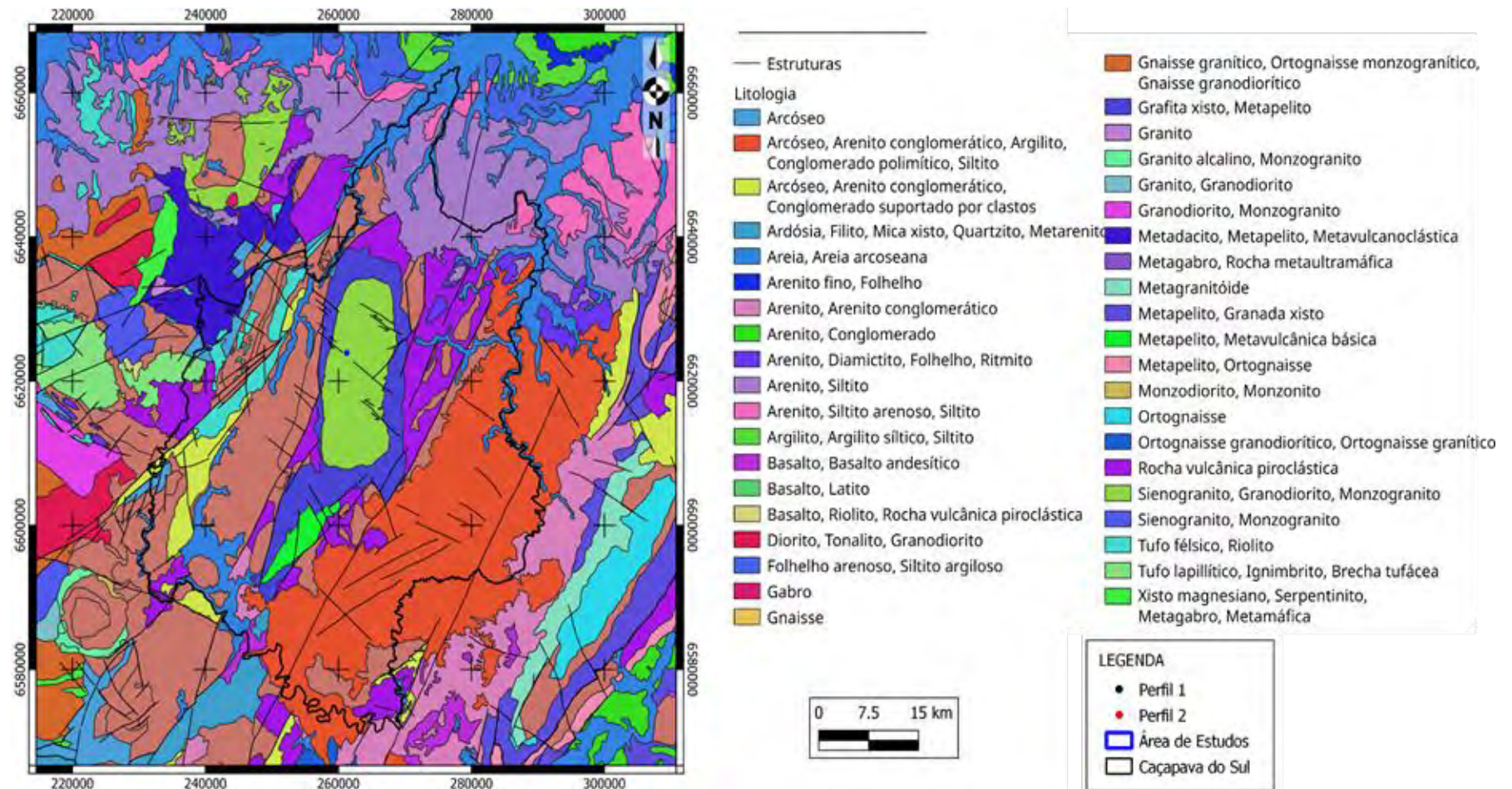
O Complexo Granítico Caçapava do Sul abrange cerca de 250 km² no ESRG, composto principalmente por sienogranitos e granodioritos (Figura 6-4), com dois corpos principais, incluindo o Granito Santo Ferreira (Nardi e Bitencourt, 1989). A área possui rochas cristalinas fraturadas, influenciando a acumulação e vazões de água. Métodos geolétricos são eficazes na caracterização de aquíferos fraturados, determinação da interface solo/rocha e detecção de fraturas com água, auxiliando na seleção de locais para perfuração de poços (Gallas, 2003).

6.3.3 Aspectos Hidrológicos

A hidrologia de Caçapava do Sul é influenciada pelas Regiões Hidrográficas do Guaíba e Litoral, nas bacias do Baixo Jacuí e Vacacaí/Vacacaí-Mirim (SEMA, 2008). A bacia do Baixo Jacuí, cobrindo 40% da área, é crucial para os recursos hídricos locais. A região faz parte de três macrobacias: Santa Bárbara, Irapuá e Camaquã, moldando a paisagem hidrológica (SEMA, 2008). A área de estudo fica próxima ao Arroio dos Lanceiros, um importante tributário (Figura 6-5).

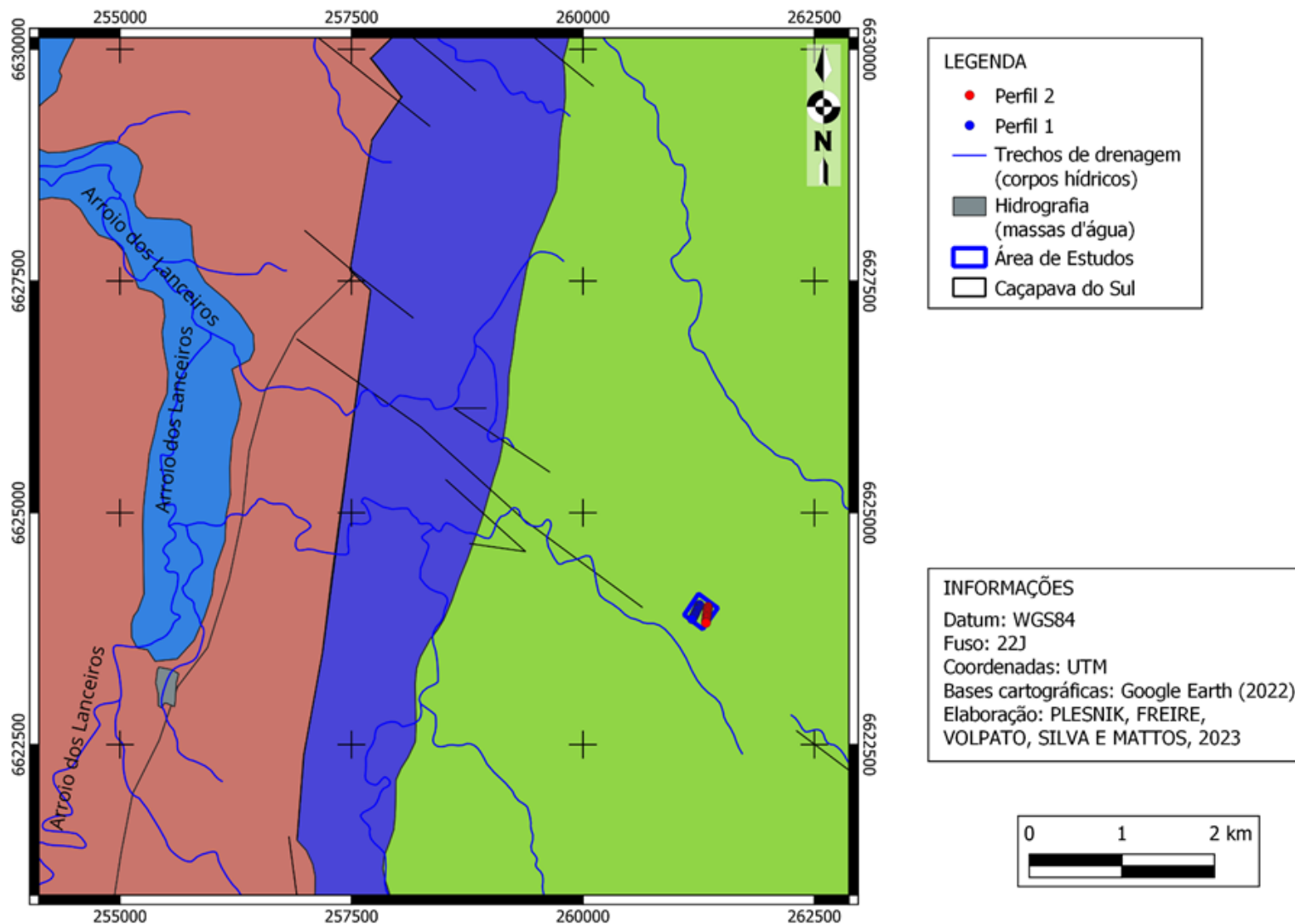
A hidrogeologia é essencial para entender a água subterrânea na região (Cleary, 2007). Domínios hidrogeológicos incluem Formações Cenozóicas, Bacias Sedimentares, Poroso/Fissural, Metassedimentos/Metavulcânicas, Vulcânicas e Cristalino, cada um com aquíferos variáveis (Bomfim, 2010).

Figura 6-4. Mapa geológico da cidade de Caçapava do Sul.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 6-5. Recorte do mapa hidrologico da região de Caçapava do Sul (porção NO).



Fonte: Elaborado pelos autores.

6.3.4 Hidrogeologia

Hidrogeologia, conforme Cleary (2007), estuda a água subterrânea e aquíferos, definidos pela litologia. Aquíferos são formações com porosidade e permeabilidade para armazenar e transmitir água (Feitosa *et al.*, 2008). Os tipos incluem aquíferos porosos (arenitos), cársticos (rochas calcáreas), e fissurais (rochas ígneas e metamórficas). Aquíferos podem ser livres (não-confinados), suspensos ou confinados (Feitosa *et al.*, 2008).

Água subterrânea em meios fissurais ocorre em riacho-fenda, calha elúvio-aluvionar e bolsões de intemperismo. Métodos como eletrorresistividade e eletromagnético auxiliam na prospecção (Born *et al.*, 2021).

6.3.4.1 Princípios Básicos: Parâmetros Hidrológicos

A água subterrânea é vital e seu estudo requer compreensão de parâmetros hidrológicos (Freeze; Cherry, 1979). Parâmetros comuns incluem porosidade, permeabilidade, transmissividade e condutividade:

A porosidade mede o espaço vazio em relação ao volume (Freeze; Cherry, 1979). Sedimentos e rochas sedimentares têm alta porosidade, ígneas e metamórficas, baixa.

Permeabilidade é a facilidade de fluxo da água (Fetter, 2001). Maior permeabilidade significa melhor fluxo.

Transmissividade avalia a eficiência do fluxo em um aquífero é a taxa (Delleur, 2007). Maior transmissividade permite mais fácil transporte de água.

Rendimento de produção é a taxa de extração de água de um poço (Fetter, 2001). Depende da permeabilidade do aquífero e da eficiência do poço.

A condutividade elétrica relaciona-se à concentração de íons dissolvidos (Rusydi, 2017). Águas com mais íons têm maior condutividade.

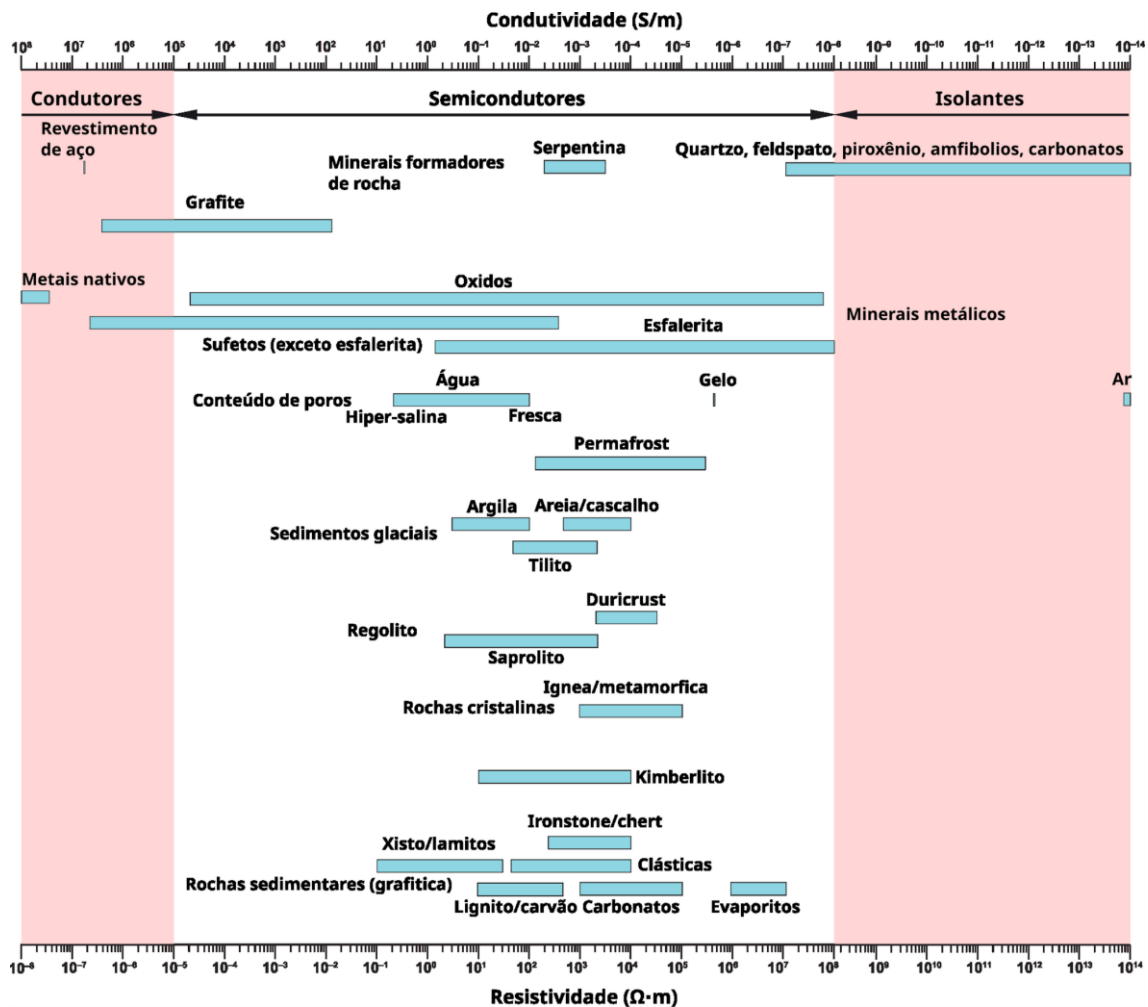
6.3.4.2 Resistividade Elétrica

Resistividade elétrica é uma medida da capacidade de conduzir eletricidade (Gadallah e Fisher, 2009). Na geofísica, a resistividade elétrica é usada para estudar rochas e materiais subsuperficiais. Ela mede a resistência ao fluxo de corrente elétrica, variando conforme composição e propriedades. A presença de água subterrânea impacta significativamente a resistividade das rochas, especialmente em sedimentos porosos e rochas sedimentares. A água subterrânea, atuando como um eletrólito, aumenta a condutividade nesses materiais (LOWRIE, 2007).

Levantamentos de resistividade elétrica são baseados tanto em fontes naturais quanto em correntes induzidas (Gadallah; Fisher, 2009) e utilizam arranjos específicos de eletrodos para capturar mudanças na resistividade elétrica no subsolo, sendo essenciais para caracterizar aquíferos no subsolo (Oyeyemi, 2022). Ao medir a resistividade na superfície do solo, esses levantamentos revelam a distribuição da resistividade no subsolo, fornecendo informações sobre parâmetros geológicos como conteúdo mineral, porosidade e saturação de água nas rochas (Loke, 2021). Rochas ricas em minerais e baixa porosidade têm baixa resistividade. Rochas

porosas e saturadas com água têm alta resistividade. Minerais como grafite e sulfetos podem causar anomalias nas medições de resistividade, indicando depósitos minerais ou hidrocarbonetos (Figura 6-6). Com isso os levantamentos de resistividade são essenciais na exploração mineral e de hidrocarbonetos.

Figura 6-6. Faixas típicas de condutividade/resistividade para alguns minerais comuns, tipos de rochas e materiais próximos à superfície. Dados compilados de várias fontes publicadas.



Fonte: Adaptado de Dentith e Mudge, 2014.

6.3.4.3 Relação: Porosidade da Rocha e Resistividade Elétrica

A resistividade elétrica e a porosidade das rochas desempenham papéis cruciais na caracterização hidrogeológica de aquíferos e na exploração de águas subterrâneas (Freeze; Cherry, 1979). Ela mede a capacidade de um material resistir à corrente elétrica, enquanto a porosidade representa o espaço vazio em relação ao volume total da rocha.

A presença de água em meios porosos diminui a resistividade, pois a água é condutora (Ward, 1988). Águas subterrâneas em aquíferos porosos têm resistividades mais baixas do que as rochas ao redor, e podem ser detectadas por métodos geofísicos.

A Lei de Archie, formulada por Gus Archie em 1942, relaciona resistividade e porosidade efetiva (Archie, 1942). Essa lei estabelece que a resistividade elétrica (R) está inversamente ligada à porosidade efetiva (ϕ), considerando o fator de tortuosidade (m) do fluido presente, considerando o caminho não retilíneo que a corrente elétrica pode percorrer através do meio poroso, dada por:

$$R = a \cdot \phi^{-m}$$

Nesta equação, “a” é uma constante empírica que depende das características específicas do meio e do fluido.

6.3.4.4 Arranjo Dipolo-Dipolo

Segundo Loke (2021) e Reynolds (2011), o arranjo dipolo-dipolo, com dois eletrodos de corrente e potencial fornecem boa resolução lateral, ideal para locais com subsolo heterogêneo. Aplicado em estudos ambientais, hidrogeológicos e de exploração mineral, ajuda a caracterizar a subsuperfície e mapear água subterrânea (Reynolds, 2011). Neste trabalho, o método ERT com arranjo dipolo-dipolo foi empregado.

6.3.4.5 Electrical Resistivity Tomography (ERT)

A ERT (Tomografia de Resistividade Elétrica, em português) é um método de imageamento do subsolo, representando a distribuição de resistividade elétrica em 2D ou 3D. Usando uma matriz de eletrodos, a corrente é injetada e os potenciais elétricos são medidos em várias configurações que são desenvolvidas para criar seções verticais da subsuperfície, explorando ao longo dos eixos x e z (Florsch; Muhlachm, 2018).

6.3.4.6 Arranjo Dipolo-Dipolo com o Método ERT

Como citado anteriormente, no arranjo dipolo-dipolo são usados quatro eletrodos. Com isso cria-se uma configuração semelhante a um dipolo. Os eletrodos de corrente, frequentemente denominados A e B, injetam corrente no solo, e dois eletrodos de potencial, M e N, medem a diferença de potencial resultante deste fluxo de corrente (Loke, 2021). A disposição do Arranjo dipolo-dipolo é geralmente representada como: M-A-B-N.

A distribuição da resistividade elétrica da subsuperfície é então obtida resolvendo o problema inverso, que envolve determinar a distribuição de resistividade que melhor se ajusta às diferenças de potencial medidas (Oldenburg e Li, 1999). Para o arranjo dipolo-dipolo, utilizando o método ERT, o interesse está em obter a resistividade aparente (ρ_a) (Loke, 2021), em $[\Omega \cdot m]$, é calculada a partir da diferença de potencial (V_{mn}), medida entre os eletrodos M e N, em [V], e da corrente injetada (I), dada por:

$$\rho_a = V_{mn} \cdot \pi \cdot \left(\frac{AB}{I} \right)$$

Onde:

- I é a corrente injetada [A],
- AB é a distância entre os eletrodos A e B [m].

A ρ_a é um valor que não representa diretamente a resistividade verdadeira do subsolo (ρ), em [$\Omega \cdot m$]. Em vez disso, ela é influenciada por fatores como a geometria do arranjo de eletrodos e as heterogeneidades do subsolo. Com isso, calculamos a V_{mn} dos eletrodos de gradiente de tensão: V_{mn} medida entre os eletrodos M e N devido à I, é dada por:

$$V_{mn} = \frac{\rho \cdot I}{2\pi} \cdot \left[\left(\frac{1}{AM} \right) - \left(\frac{1}{AN} \right) - \left(\frac{1}{BM} \right) + \left(\frac{1}{BN} \right) \right]$$

Onde:

- AM, AN, BM, BN são as resistências aparentes [Ω] entre os pares de eletrodos correspondentes.

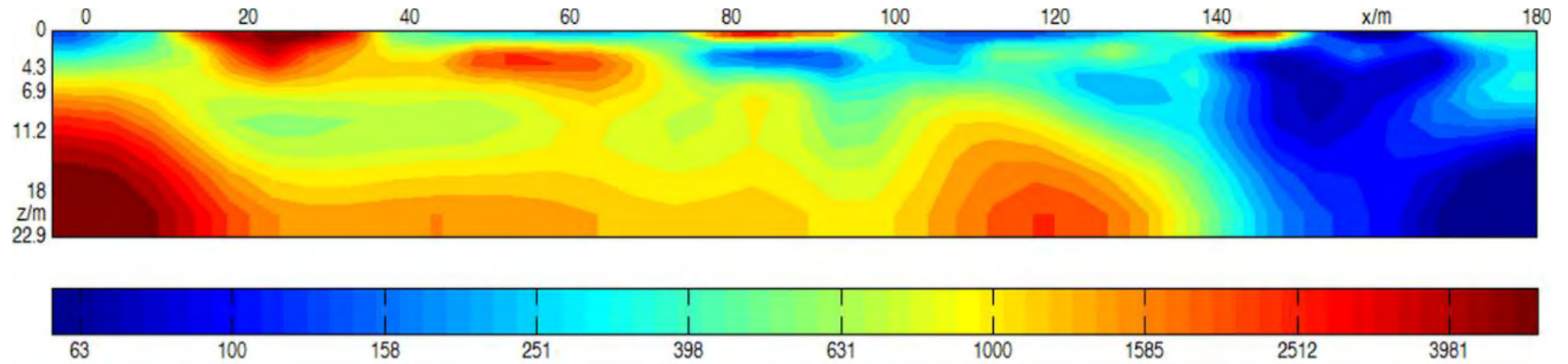
É importante observar que o arranjo dipolo-dipolo possui suas vantagens e limitações, e a escolha da configuração de eletrodos em levantamentos de ERT depende dos objetivos específicos e das características geológicas da investigação do subsolo.

6.4 PROCESSAMENTO DE DADOS

O processamento de dados foi feito a partir dos dados levantados em campo, contendo os valores de resistividade medida e os respectivos espaçamentos. Os dados foram adquiridos foram gravados em formato binário (.bin) e depois convertidos para arquivos de dados em texto (.dat) com o software Prosys II da IRIS Instruments. Em seguida foi feita a análise qualitativa dos dados adquiridos do campo, onde foram eliminadas resistividades maiores que 100.000 e resistividades com valores negativos. Logo após esse processo, os dados foram exportados em uma formatação para ser interpretado pelos softwares DC2D InvRes e RES2DINV. Com esses softwares foram feitas as inversões dos dados e assim obtidos modelos geoeletricos dos perfis levantados em campo.

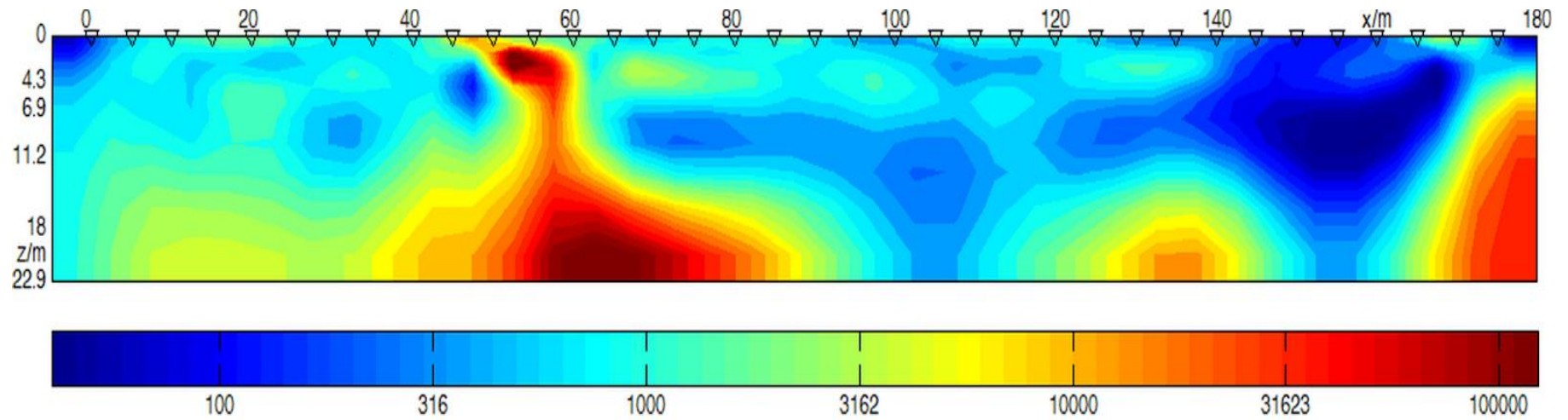
Os produtos obtidos das inversões de dados foram feitos a partir de técnicas como a inversão do método dos mínimos quadrados de Gauss-Newton com restrição de suavidade de 2ª ordem (DC2D InvRes) (Figura 6-7 e Figura 6-8) e Gauss-Newton com restrição de suavidade de 1ª ordem (RES2DINV) (Figura 6-9 e Figura 6-10).

Figura 6-7. Modelo ERT do perfil 1, feita no DC2D InvRes;



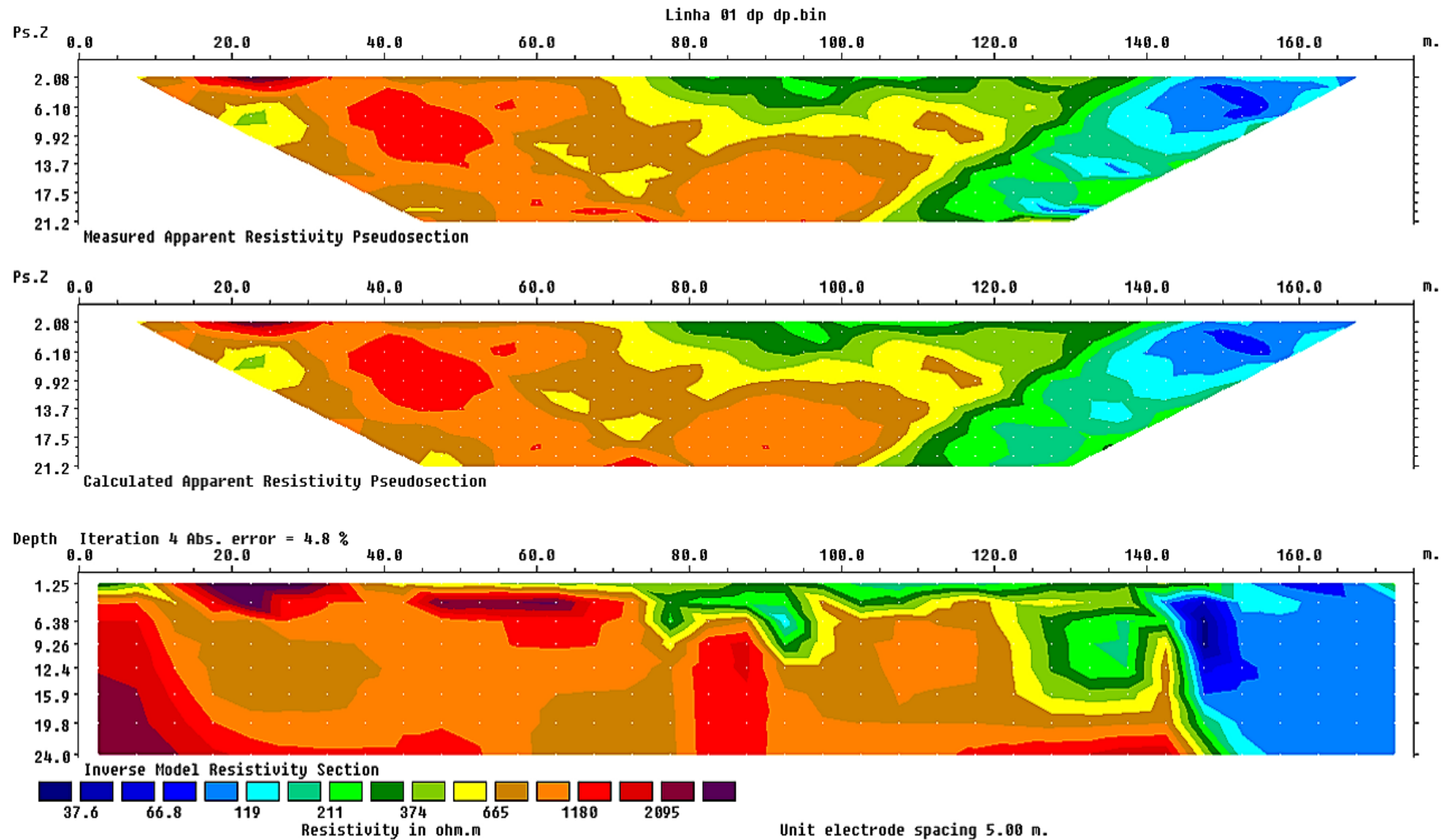
Fonte: Elaborado pelos Autores.

Figura 6-8. Modelo ERT do perfil 2, feita no DC2D InvRes.



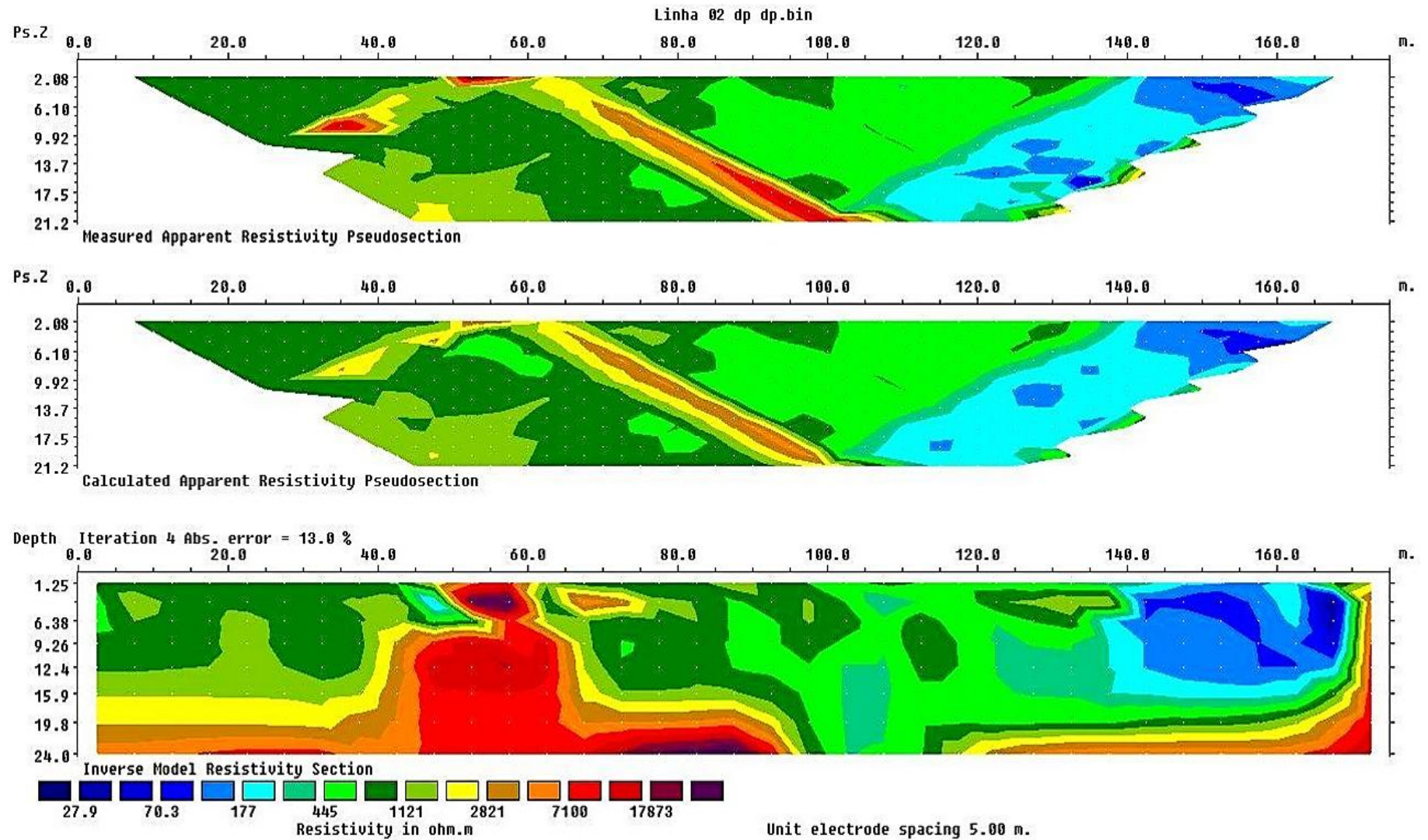
Fonte: Elaborado pelos Autores.

Figura 6-9. Modelo ERT do perfil 1, feita no RES2DINV.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

Figura 6-10. Modelo ERT do perfil 2, feita no RES2DINV.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados de resistividade, coletados com o resistivímetro Syscal Pro e posteriormente invertidos, revelaram alta resistividade no início do perfil 1 (Figura 6-7 e Figura 6-9), excedendo $2095 \Omega \cdot m$ a mais de 13 m de profundidade. Essa resistividade, próxima a $103 \Omega \cdot m$, sugere rochas cristalinas típicas, compatíveis com o granito da região.

Valores de resistividade em torno de $1180 \Omega \cdot m$, próximos aos mencionados $2095 \Omega \cdot m$, podem indicar rochas similares, porém com maior saturação. Diferenças significativas de resistividade, quase metade do valor das rochas não alteradas, podem sugerir pequenas fraturas adjacentes às rochas, permitindo a acumulação de fluidos condutivos, como água. Essas áreas podem representar rochas alteradas ou regolito nas partes externas. Zonas com resistividades variando de $665 \Omega \cdot m$ a $211 \Omega \cdot m$ indicam solo moderadamente saturado, enquanto valores mais baixos, especialmente no final do perfil próximo ao Arroio dos Lanceiros (Figura 6.5), apontam para solo altamente saturado.

No perfil 2 (Figura 6-8 e Figura 6-10), o embasamento é contínuo até a superfície a cerca de 60 m. Por volta de 100 m, uma descontinuidade sugere uma falha regional. A alta saturação do solo, a partir de 140 m até aproximadamente 16 m de profundidade, é evidente. Erro de iteração de 13% permite uma discretização precisa da litologia e suas resistividades correspondentes.

6.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse trabalho mostrou como os métodos geoeletricos são boas alternativas aos métodos geológicos de escavação e perfuração da área estudada. Eles possibilitam ter um bom resultado no mapeamento geológico, principalmente no que diz respeito a feições geológicas mais profundas. Com a aplicação do método de eletroresistividade foi possível observar alguns alvos relativamente grandes, em profundidades maiores que 20 m. A região possui corpos de água, o que condiz com os baixos resistivos, e está sobre a Suíte Granítica Caçapava do Sul, condizente com os altos resistivos com intervalos esperados para o granito, nos perfis de resistividade. A alta saturação no solo e grande quantidade de matéria orgânica pode ter influenciado em alguns altos resistivos, assim como matações, nas profundidades mais rasas, e nas profundidades mais altas, pode indicar parte do embasamento cristalino, a cerca de 24 m de profundidade.

Juntamente com o estudo geológico, a aplicação do método de ERT se mostrou possível em detalhar melhor o contexto geológico local, sobretudo o entendimento da hidrogeologia da área de estudos, bem como sua influência nas demais áreas que compõem a rede hidrográfica da região de Caçapava do Sul.

REFERÊNCIAS

- ARCHIE, G. E. **The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics.** Transactions of the AIME, v. 146, p. 54-62, 1942.
- BOMFIM, L. F. C. Mapa de domínios/subdomínios hidrogeológicos do Brasil em ambiente SIG: concepção e metodologia. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA**, 16.; **ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS**, 17., 2010. Anais [...]. p. 8-10.
- BORN, C. R. *et al.* **Hidrogeologia: revisão técnica: Silas Leonardo Dias Vasconcelos.** Porto Alegre: SAGAH, 2021.
- CLEARY, R. W. **Águas subterrâneas.** Princeton Groundwater, Inc.; Clean Environment Brasil, 2007. Disponível em: <http://www.clean.com.br/cleary.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2023.
- DELLEUR, J. W. **The Handbook of Groundwater Engineering.** 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781420006001>.
- DENTITH, M.; MUDGE, S. **Geophysics for the Mineral Exploration Geoscientist.** Cambridge: Cambridge University Press, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781139024358>.
- FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology.** 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2001.
- FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: CPRM – LABHID, 2008.
- FLORSCH, N.; MUHLACHM, F. **Everyday Applied Geophysics 1: Electrical Methods.** London: ISTE Press Ltd., 2018.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater.** Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1979.
- GADALLAH, M. R.; FISHER, R. **Exploration Geophysics.** Berlin: Springer, 2008.
- GALLAS, J. D. F. Prospecção de água subterrânea em aquíferos cristalinos com o emprego de métodos indiretos. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, 2003.
- IRIS-INSTRUMENTS. **Syscal Pro.** Disponível em: <http://www.iris-instruments.com/syscal-pro.html>. Acesso em: 22 jul. 2023.
- LOKE, M. H. Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys. **Exploration Geophysics**, v. 32, n. 4, p. 478-487, 2021.
- LOWRIE, W. **Fundamentals of Geophysics.** 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- NARDI, L. V. S.; BITENCOURT, M. F. Geologia, petrologia e geoquímica do Complexo Granítico de Caçapava do Sul, RS. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 19, p. 153-169, 1989.
- OLDENBURG, D. W.; LI, Y. Estimating depth of investigation in dc resistivity and IP surveys. **Geophysics**, v. 64, n. 2, p. 403-416, 1999.
- ORELLANA, E. **Prospeccion geoelectrica en corriente continua.** Califórnia: Paraninfo, 1972.
- OYEYEMI, K. D. *et al.* **Assessing the suitable electrical resistivity arrays for characterization of basement aquifers using numerical modeling.** Heliyon, Elsevier, 2022.
- REYNOLDS, J. M. **An introduction to applied and environmental geophysics.** 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2011.

RUSYDI, A. F. **Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water:** A review. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 118, p. 012019, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019>.

SEMA – SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul.** 2008. Disponível em: http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=54. Acesso em: 22 jul. 2023.

WARD, S. H. Resistivity and induced polarization methods. In: NABIGHIAN, M. N. (ed.). **Geotechnical and environmental geophysics.** v. 1. Tulsa: Society of Exploration Geophysicists, 1988. p. 147-194.

Capítulo 7 - AGUAS SUBTERRÁNEAS EN PERÚ: GESTIÓN Y DESAFÍOS

Capítulo 7 - Águas Subterrâneas no Peru: Gestão e Desafios

Chapter 7 - Groundwater in Peru: Management and Challenges

Oscar Enmanuel Ticona Neyra, Alexandre Swarowsky

7.1 INTRODUÇÃO

En Perú, desde a partir del 2009, se dio un proceso de modernización en la gestión de sus recursos hídricos que comprende tanto los superficiales como los subterráneos.

La mayor presión y uso de los recursos hídricos se encuentra dirigido hacia los superficiales y en menor proporción a los subterráneos.

La concentración sobre el uso del agua subterránea se da mayormente en los acuíferos de la costa peruana, es decir de la Vertiente del Pacífico, en donde se originó la sobreexplotación de algunos de ellos, ocasionándose algunos efectos sobre su sostenibilidad como es el caso de la intrusión salina.

Considerando dicha coyuntura la Autoridad Nacional del Agua del Perú (ANA) emitió una serie de actos administrativos y normas para proteger y salvaguardar los acuíferos que se encuentran en sobreexplotación, decretándose la veda en dichos acuíferos en donde no se pueden otorgar más derechos de uso de agua.

Asimismo, el exceso de uso de agua en nuevas irrigaciones dio lugar a que se formen “acuíferos artificiales” con las consiguientes afectaciones ambientales.

Finalmente se hace destacar que la gestión del agua en el Perú se realiza por cuenca hidrográfica, concepto que no incluye a la cuenca hidrogeológica y a la cuenca hidrológica por lo que se hace necesario una reevaluación de los conceptos sobre la gestión de los recursos hídricos en el Perú.

En este sentido, se objetivó realizar un estudio de la situación de la gestión de los recursos hídricos en el Perú, especialmente de los recursos hídricos subterráneos.

7.2 ESTUDIO DE CASO

Se buscó, a través de datos secundarios (relevamiento de bibliografía existente), verificar la situación de la gestión de los recursos hídricos subterráneos en las tres regiones hidrográficas del Perú, a saber: Vertiente del Atlántico (la Amazonia), Vertiente del Pacífico y Vertiente del Lago Titicaca.

7.3 RESULTADOS Y DISCUSSIONES

7.3.1 Disponibilidad Hídrica

El Perú, está dividido hidrográficamente en tres (03) vertientes o regiones hidrográficas; la Vertiente del Atlántico (o del Amazonas) en donde las aguas de los rios van hacia el Rio Amazonas y a su vez al Oceano Atlántico; la Vertiente del Pacífico, en donde los rios vierten sus aguas hacia el Océano Pacífico y la Vertiente del Lago Titicaca el cual es un lago de tipo endorreico. En Perú, la mayor disponibilidad hídrica se encuentra en la vertiente del Atlántico seguida por la Vertiente del Pacífico y finalmente por la Vertiente del Lago Titicaca, ello de acuerdo con lo siguiente (Figura 7-1):

Figura 7-1. Vertientes Hidrográficas del Perú.



Fuente: Adaptado de ANA – Perú, 2018.

En la Tabla 7-1 se recopila la disponibilidad de agua por región hidrográfica, para recursos hídricos superficiales y subterráneos, en 2015.

Tabla 7-1. Disponibilidad del Agua en el Perú

Vertiente	Disponibilidad del Agua (hm ³)			
	2014			
	Total	%	Superficial	Subterránea
Total	2.482.351	100,0	1.935.621	546.730
Pacífico	37.260	1,5	34.136	3.124
Atlántico	2.438.218	98,2	1.895.226	542.992
Titicaca	6.873	0,3	6.259	614

Fuente: Adaptado de INEI, 2015.

Al observar la Tabla 7-2 se puede observar que la región hidrográfica de Amazonas tiene la mayor superficie y concentra el mayor porcentaje de volumen de agua.

Tabla 7-2. Disponibilidad Hídrica por Vertiente Hidrográfica

Región Hidrográfica	Superficie (Km ²)	Volumen (MMC)	Porcentaje (%)
Pacífico	278.482,44	35.632	2,02
Amazonas	957.822,52	1.719.815	97,42
Titicaca	48.910,64	9.877	0,56
Total	1.285.215,60	1.765.323	100

Fuente: INEI, 2015.

La costa del Perú (en donde se encuentra la Vertiente del Pacífico) dispone de la menor cantidad de agua, concentra la mayor población del Perú (66%) y produce el 80% del PBI del país.

7.3.2 Disponibilidad Hídrica Subterránea

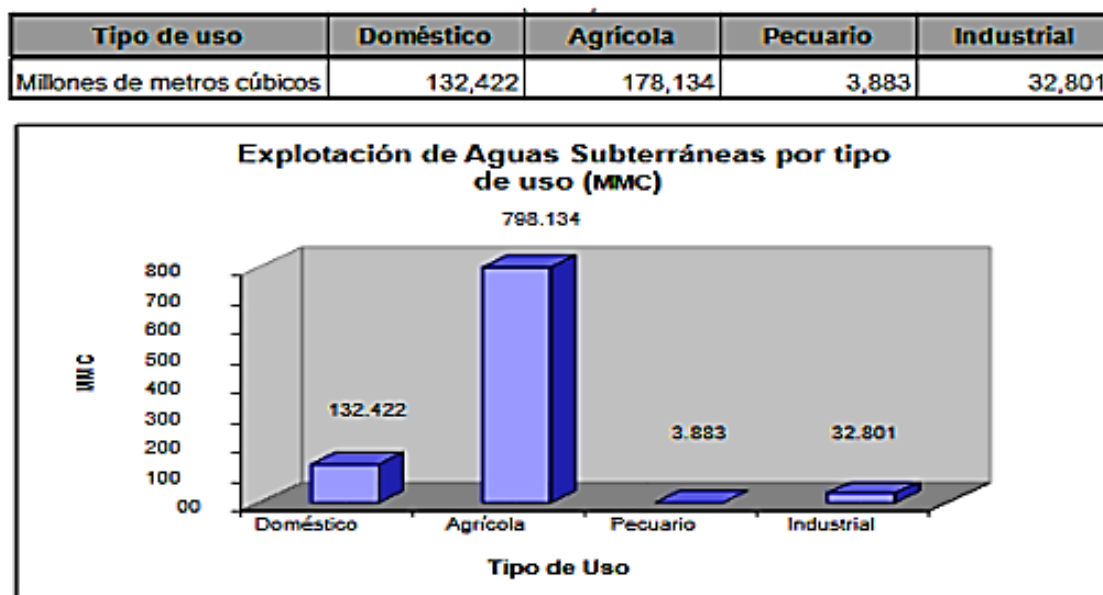
Las tres regiones hidrográficas del Perú, también difieren ampliamente en términos de volumen de agua subterránea, que oscila entre 542.998 hm³ en la Región Hidrográfica del Amazonas (99%) y 4.8414 hm³ en la Región Hidrográfica del Pacífico (0,9 %) y 615 hm³ en la Región Hidrográfica del Titicaca (0,1%) (ANA, 2018).

En cuanto al uso de agua proveniente de los acuíferos, se tiene que el principal usuario es el agrícola, seguido por el poblacional e industrial y pecuario (Figura 7.2).

En lo que se refiere a la infraestructura de extracción del agua subterránea, hay mayor presencia de los pozos artesianos o a tajo abierto, sobre los pozos tubulares, de acuerdo con lo siguiente (Tabla 7-3).

En el Perú, los acuíferos estudiados pertenecen mayormente a la región hidrográfica del Pacífico, siendo el número de ellos de 48, en función a lo siguiente (Figura 7-3).

Figura 7-2. Explotación de Aguas Subterráneas por tipo de Uso -Vertiente Pacífico (MMC).



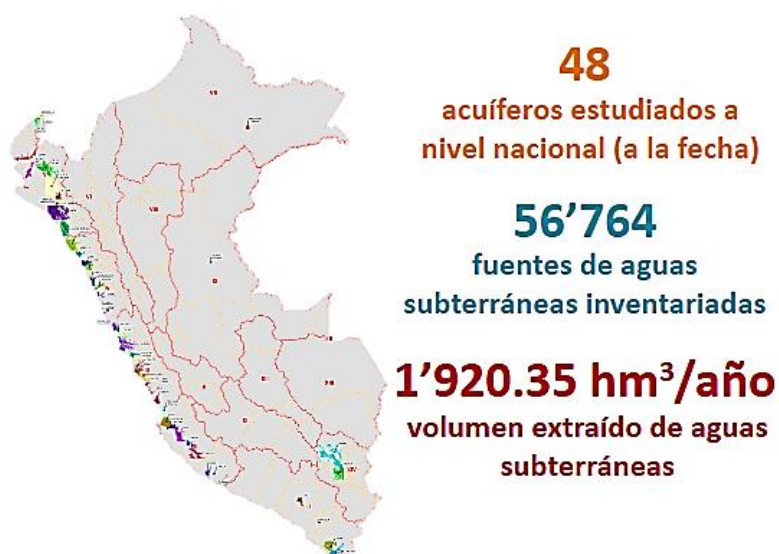
Fuente: INRENA, 2005

Tabla 7-3. Distribución de pozos para el uso del Agua Subterránea*.

Pozos	Tipo			Estado			Usos			
	Tubulares	Tajo Abierto	Mixtos	Utilizados	Utilizables	No utilizables	Doméstico	Agrícola	Pecuario	Industrial
Número	6.167	19.779	969	14.426	7.550	2.939	10.937	4.490	774	225
Porcentaje	22.9	73.5	3.6	61	28	11	66.6	27.3	4.7	1.4

*Pozos de agua subterránea en el Perú. Fuente: INRENA, 2005.

Figura 7-3. Distribución de Acuíferos Estudiados en Perú



Fuente: ANA – Perú, 2020.

A partir de ello, la Autoridad Nacional del Agua del Perú (ANA), ha realizado una evaluación y monitoreo de la sostenibilidad de los 48 acuíferos, encontrándose que ocho (08) de ellos estaban siendo sobreexplotados, de acuerdo con lo siguiente (Tabla 7-4):

Tabla 7-4. Sensibilidad a la Sobreexplotación de los Acuíferos Estudiados.

N° ORDEN	VALLE	RESERVAS RACIONALMENTE EXPLOTABLE (Hm³/Año)	VOLUMEN EXPLOTADO POR POZOS				MÉTODO DE CÁLCULO	INDICE DE USO
			N° POZOS UTILIZADOS	AÑO	(Hm³/Año)	%		
1	ZARUMILLA	32.00	265	2,01	15.43	48	BALANCE	0.48
2	TUMBES	38.80	31	2,01	1.83	5	ESTIMADO	0.05
3	QDA. CASITAS BOCAPAN	6.14	36	2,01	4.53	74	BALANCE	0.74
4	ALTO PIURA	140.00	678	2,01	49.25	35	MODELO	0.35
5	MEDIO BAJO PIURA (Ac.Conf.)	140.00	167	2,01	58.12	42	ESTIMADO	0.42
6	OLMOS - CASCAJAL (Valle)	39.69	760	2,01	49.00	#	MODELO	1.23
7	MOTUPE	42.00	915	2,01	45.49	#	MODELO	1.08
8	LA LECHE	37.00	1,163	2,01	82.43	#	MODELO	2.22
9	CHANCA Y - LAMBAYEQUE	341.00	1,314	2,01	61.96	18	ESTIMADO	0.18
10	ZAÑA	15.80	326	2	3.03	19	MODELO	0.19
11	JEQUETEPEQUE	159.14	1,706	2,02	25.82	16	MODELO	0.16
12	CHICAMA	350.00	2,221	2,01	302.50	#	BALANCE	0.86
13	MOCHE	76.00	712	2	17.30	23	BALANCE	0.23
14	VIRU	78.84	1,019	2,01	38.74	49	BALANCE	0.49
15	CHAO	31.54	318	2	1.27	4	MODELO	0.04
16	SANTA	77.00	171	2	4.75	6	BALANCE	0.06
17	LACRAMARCA	93.00	131	2	20.60	22	BALANCE	0.22
18	NEPEÑA	63.00	149	2	3.10	5	MODELO	0.05
19	CASMA	49.79	628	2,01	31.00	62	BALANCE	0.62
20	CULEBRAS	6.21	60	2,01	5.60	90	MODELO	0.90
21	HUARMEY	7.72	310	2002	5.37	70	MODELO	0.70
22	FORTALEZA	15.77	66	2,01	12.80	81	BALANCE	0.81
23	PATIVILCA	31.54	125	2,01	1.81	6	BALANCE	0.06
24	CHANCA Y HUARAL	101.80	3,209	2	15.05	15	BALANCE	0.15
25	CHILLÓN – RIMAC (*)	218.54	2475	2,01	217.8	99	MODELO	0.99
26	LURÍN	57.31	939	2,01	13.65	24	MODELO	0.24
27	CHILCA	7.72	616	2,01	7.72	0	BALANCE	1.00
28	ASIA OMAS	4.00	134	2,01	4.42	#	BALANCE	1.10
29	MALA	59.91	233	2,01	9.91	17	BALANCE	0.17
30	CHINCHA (SAN JUAN)	130.00	580	2,01	70.38	54	BALANCE	0.54
31	CAÑETE	102.00	468	2	4.52	4	BALANCE	0.04
32	PISCO	42.00	288	2	24.62	59	ESTIMADO	0.59
33	ICA	189.22	798	2,01	220.78	#	MODELO	1.17
34	VILLACURI	63.07	474	2,01	188.74	#	MODELO	2.99
35	LANCHAS	17.00	445	2,01	51.33	#	BALANCE	3.02
36	PALPA	17.30	218	2,01	11.18	65	MODELO	0.65
37	NASCA	63.00	848	2,01	30.17	48	MODELO	0.48
38	ACARI	6.30	102	2	2.41	38	MODELO	0.38
39	CHILI	78.84	378	2	3.31	4	MODELO	0.04
40	MOQUEGUA	4.64	32	2	0.59	13	ESTIMADO	0.13
41	CAPLINA	46.00	250	2,01	111.55	#	MODELO	2.43
TOTAL		3,080.63	25,758.00		1,829.86			

Fuente: ANA – Perú, 2020.

Considerando ello, la ANA – Perú ha establecido la veda de acuíferos, en donde no se pueden otorgar derechos de uso de agua a fin de restablecer sus condiciones de sostenibilidad, de acuerdo con lo que se describe a continuación:

La distribución de los acuíferos en Veda se puede ver en la Figura 7-4.

Figura 7-4. Distribución de los Acuíferos en Veda.



Fuente: ANA – Perú, 2018.

Algunos acuíferos que tuvieron una decisión de otorgar el derecho de uso se enumeran en la Tabla 7-5.

Tabla 7-5. Vedas para el otorgamiento de derechos de aguas subterráneas.

Acuífero	Nombre	Nº de Resolución	Fecha
Montupe	Veda en el acuífero del río Motupe	R.M.Nº543-07-AG	17/09/2019
Chillón	Veda en el sector Gramadal-Puente Piedra	D.S.Nº 066-71-AG	09/03/1971
Chilca	Veda en el valle de Chilca	R.M.Nº1476-66-AG	28/09/1966
Ica-Villacurí-Pisco	Veda en los acuíferos de Ica, Villacurí y Pampa Lanchas	R.J.Nº763-2009-ANA	21/10/2009
Caplina	Veda en el acuífero del valle del río Caplina-Tacna	D.S.Nº065-2006-AG	06/11/2006

Fuente: ANA – Perú, 2020.

Como se puede apreciar, los acuíferos Montupe, Chillón, Chilca, Ica-Villacurí-Pisco y Caplina, fueron declarados en veda considerando las afectaciones en su sostenibilidad dada su sobreexplotación, dichas vedas se dieron mediante actos administrativos y normas pertinentes considerándose la legislación vigente.

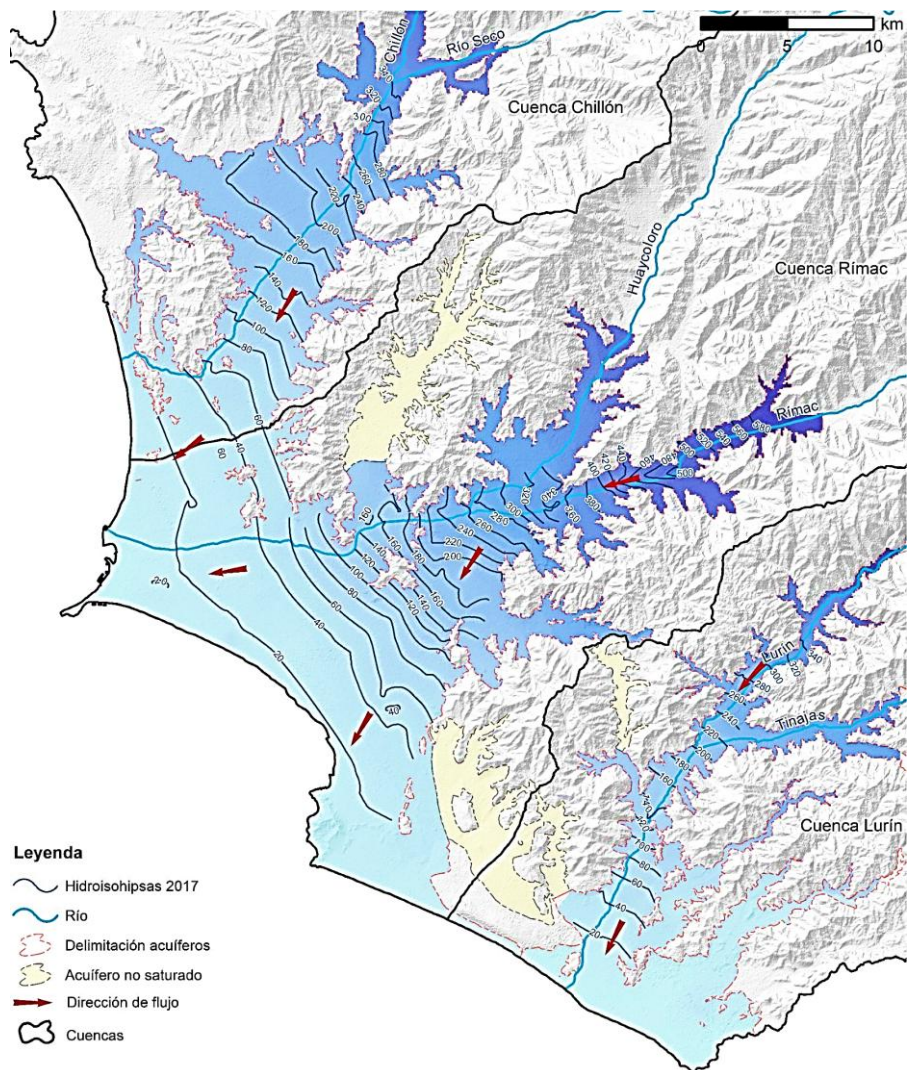
7.4 CASOS DE ACUÍFEROS EN PERÚ

7.4.1 Acuífero Chillón – Rímac – Lurín

Dicho acuífero abastece a la ciudad más poblada y capital de la República del Perú (Lima), dicho acuífero abarca 03 cuencas hidrográficas como es el caso de la cuenca Chillón, la de Rímac y Lurín (Figura 7-5).

El volumen de explotación anual asciende a 252,3 hm³ para el caso del ámbito de Chillón y Rímac y 34,7 hm³ para el caso de Lurín.

Figura 7-5. Acuífero Chillón – Rímac - Lurín



Fuente: SEDAPAL -2015

En la Tabla 7-6 se presenta el volumen almacenado y el volumen de explotación del acuífero Chillón – Rímac – Lurín.

Tabla 7-6.Explotación del Acuífero Chillón – Rímac - Lurín

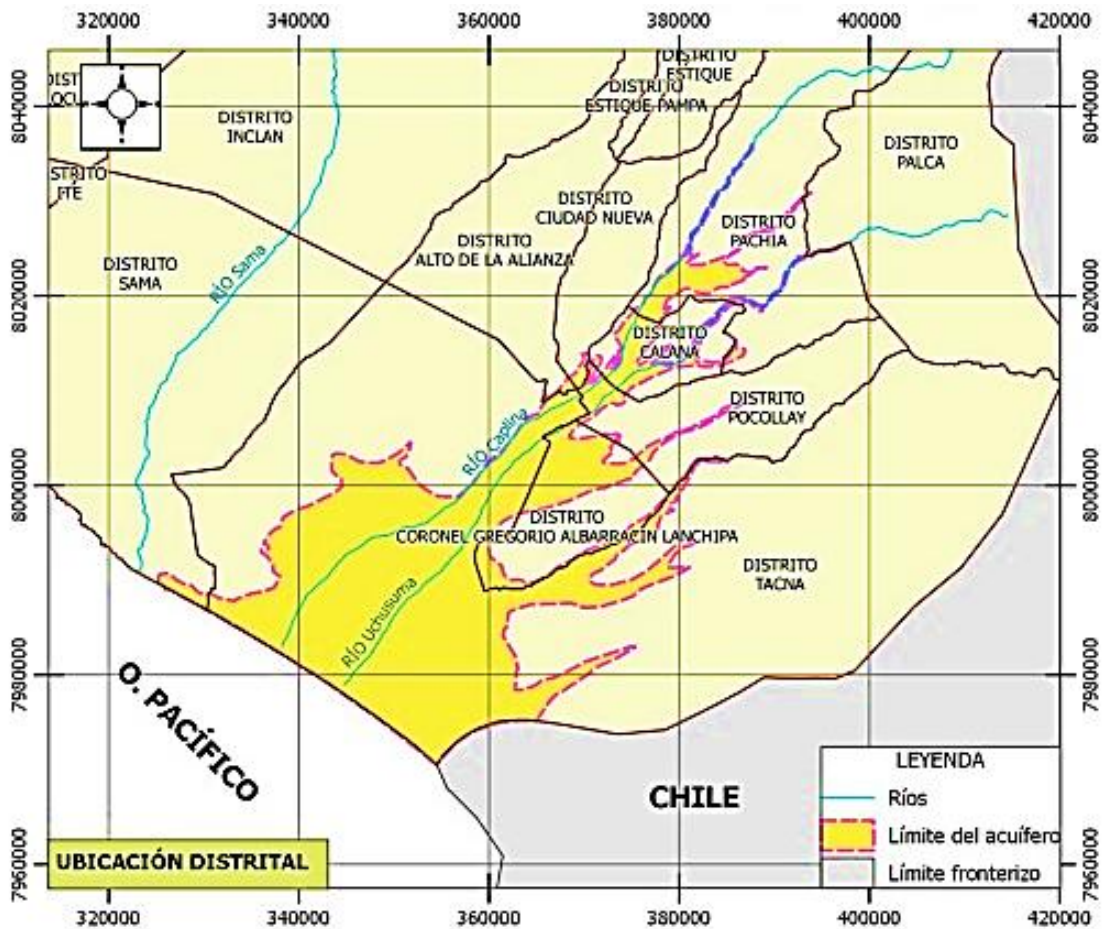
Acuífero	Área (Km ²)	Coefficiente de almacenamiento mínimo (%)	Volumen almacenado (hm ³)	Volumen anual de explotación (hm ³)	Volumen anual de explotación (m ³ /s)
Cholón-Rimac	660,34	5	330,17	252,3	8,0
Lurín	206,12	5	103,06	34,7	1,1

Fuente: SEDAPAL, 2014 y 2015.

7.4.2 Acuífero Caplina

El mismo que se encuentra ubicado en el extremo Sur del Perú, se trata de un acuífero sobreexplotado con la presencia de problemas de calidad en el agua debido a la manifiesta intrusión salina (Figura 7-6).

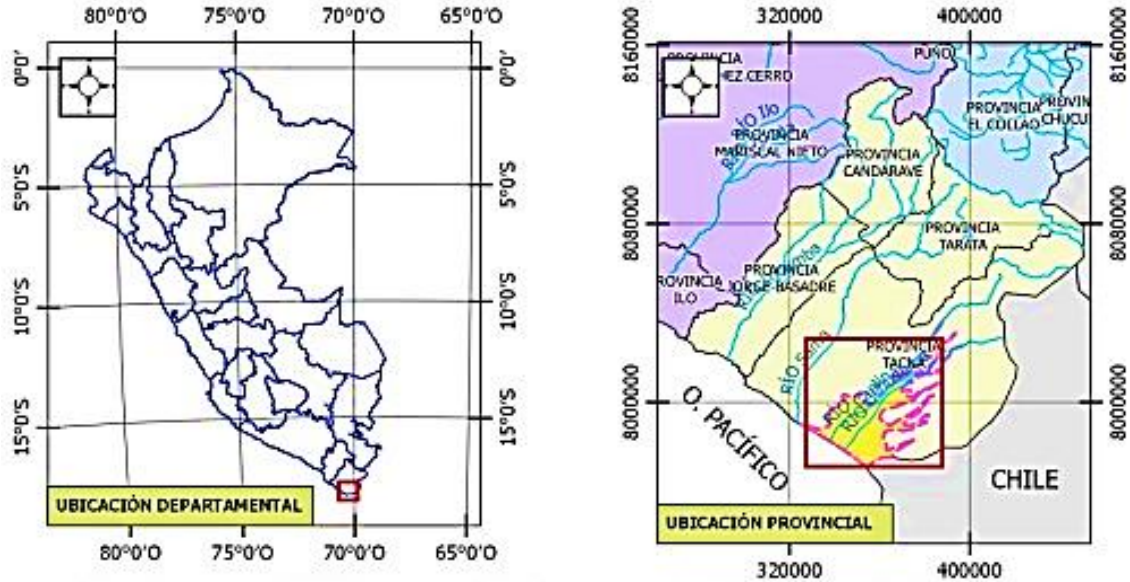
Figura 7-6. Acuífero Caplina



Fuente: ANA – Perú, 2010.

El Acuífero Caplina se encuentra próximo al Océano Pacífico, existiendo un problema de intrusión salina que origina problemas en la gestión de los recursos hídricos (Figura 7-7). El acuífero Caplina, se encuentra en la Región Tacna en el extremo Sur del Perú

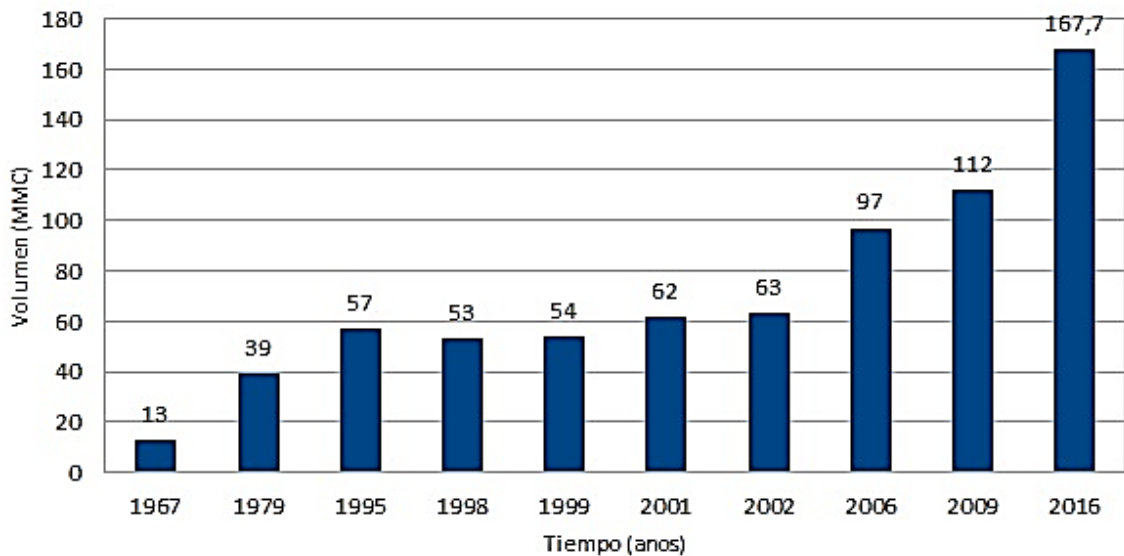
Figura 7-7. Ubicación del Acuífero Caplina



Fuente: ANA – Perú, 2010.

La explotación del Acuífero Caplina ha seguido un proceso acelerado conforme ha transcurrido el tiempo (Figura 7-8).

Figura 7-8. Evolución de la Explotación del Acuífero Caplina (MMC/Año)



Fuente: ANA – Perú, 2018.

En la Tabla 7.7 se presenta la clasificación del agua salina, considerando el Boletín de Riego y Drenaje N° 48 de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2009).

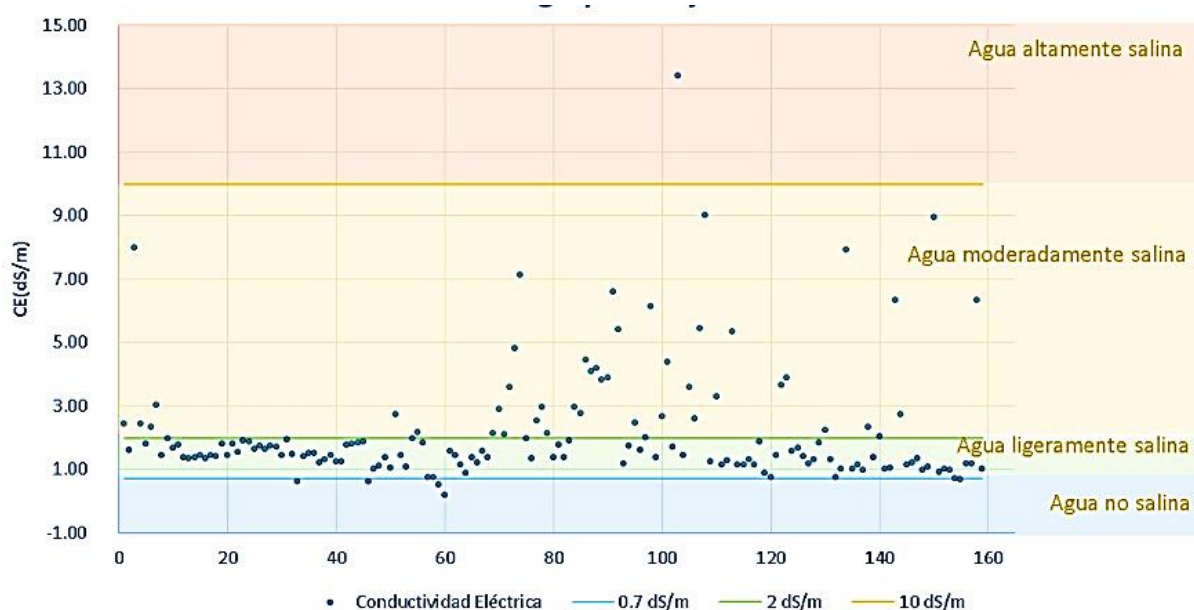
Tabla 7-7. Clasificación del Agua del Acuífero Caplina

Clase de agua	Ds/m	Tipo de agua	Número de muestras	Porcentaje (%)
No salino	< 0,7	Potable y agua de riego	5	3
Ligeramente salino	0,7 - 2	El agua de riego	108	68
Moderadamente salino	2 - 10	Agua de drenaje primario y aguas subterráneas	45	28
Altamente salina	10 - 25	El agua de drenaje secundario y las aguas subterráneas	1	1
Muy altamente salina	25 - 45	Subterránea muy salina	-	-
Salmuera	> 45	Agua de mar	-	-
Total			159	100

Fuente: ANA – Perú, 2018

De ello, se puede apreciar que la mayor cantidad de muestras se encuentran en la clasificación de ligeramente (68%) y moderadamente salino (28%) deduciéndose de ello, que existe un avance de la salinidad en dicho acuífero y que si no se toman acciones tanto estructurales como no estructurales, dicho acuífero puede correr un serio riesgo en su sostenibilidad.

Figura 7-9. Ubicación del tipo de salinidad de muestras del Acuífero Caplina.



Fuente: ANA – Perú, 2018

7.4.3 Acuífero Artificial Pampas de Majes y La Joya

Se han presentado casos de la formación de acuíferos artificiales que habrían sido originados por el exceso de uso de agua de regadío.

En las Pampas de Majes (Sur del Perú, Región Arequipa) se estima que existe un volumen bajo el suelo de 1300 hm³ y que puede originar el colapso de diversas infraestructuras como el caso de la Carretera Panamericana, ello debido a los deslizamientos ocasionados.

Figura 7-10. Acuífero Artificial Pampas de Majes.



Fuente: Diario El Buzo, 2022.

Otro caso es en la Irrigación La Joya (Región Arequipa) en donde los niveles freáticos han ido subiendo e incrementándose, originando la existencia de una laguna artificial que puede originar serias afectaciones en la Carretera Panamericana.

Figura 7-11. Laguna Artificial La Joya



Fuente: Diario Viral, 2023

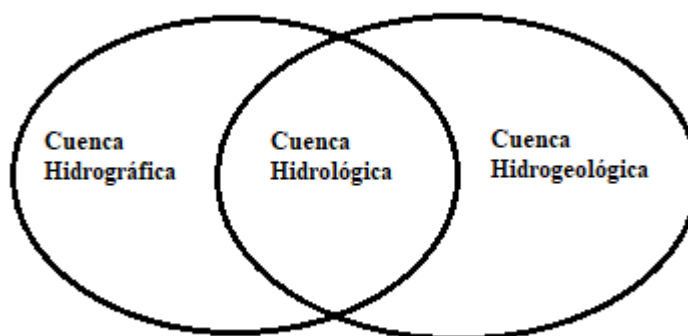
7.5 CUENCAS HIDROGRÁFICAS, HIDROLÓGICAS Y HIDROGEOLÓGICAS

En Perú, la gestión de los recursos hídricos se encuentra basada como unidad de gestión en la Cuenca Hidrográfica.

Sin embargo, no se está considerando la denominación de la cuenca Hidrogeológica ni menos de la Cuenca Hidrológica (que abarca los conceptos de la cuenca Hidrográfica e Hidrogeológica).

Existen acuíferos como el caso del Chillón, Rimac, Lurín, que trascienden las cuencas hidrográficas, por lo cual es necesario incluir en la normatividad vigente en recursos hídricos del Perú estos conceptos y de esta forma efectuar una gestión sostenible de los recursos hídricos.

Figura 7-12. Cuenca Hidrográfica, Hidrológica e Hidrogeológica.



Fuente: Elaboración propia.

Es de apreciar, que la Cuenca Hidrológica abarca e incluye los conceptos de la Cuenca Hidrográfica, así como de la Cuenca Hidrogeológica, cuya implementación conceptual, constituye un reto en la gestión de los recursos hídricos del Perú.

7.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Con excepción de algunos ámbitos, el agua subterránea en Perú aún no ha sido adecuadamente explotada, considerando que constituye una importante fuente. En términos generales (salvo algunos casos anteriormente descritos) existe una subexplotación del agua subterránea en Perú.

Es necesario realizar mayores estudios sobre su disponibilidad, para satisfacer necesidades hídricas de los diversos usos considerando el contexto del cambio climático.

Asimismo, se requiere efectuar estudios sobre la vulnerabilidad de los acuíferos en Perú.

Es preciso tomar en cuenta medidas estructurales y no estructurales para mantener la sostenibilidad de los acuíferos afectados, así como en lo referente a los problemas originados por los excesos en el uso del agua.

Es preciso incluir los términos de la cuenca Hidrológica e Hidrogeológica en la gestión de los recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Los autores agradecen la subvención de la CAPES que hizo posible esta investigación.

REFERÊNCIAS

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA DEL PERÚ. Estudio de Evaluación de Intrusión Salina en el Acuífero Caplina. Perú, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3579>. Acesso em: 12 out. 2023.

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA DEL PERÚ. Evaluación de la Zona de Veda en el Acuífero Caplina, 2018. Perú, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4443>. Acesso em: 13 out. 2023.

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA DEL PERÚ. Memoria anual 2020. Lima, 2021. Disponível em: [https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/file_content/MEMORIA%20ANUAL%202020_Final%20\(1\)_0.pdf](https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/file_content/MEMORIA%20ANUAL%202020_Final%20(1)_0.pdf). Acesso em: 23 jul. 2025.

DIARIO VIRAL. Arequipa: laguna artificial genera riesgo de inundar Panamericana Sur. 2023. Disponível em: <https://diarioviral.pe/norte/arequipa-laguna-artificial-genera-riesgo-de-inundar-panamericana-sur-8162>. Acesso em: 16 out. 2023.

DIARIO EL BUHO. El abismo que amenaza con desaparecer el valle de Siguanay y Majes I en Arequipa. 2022. Disponível em: <https://elbuhope/2022/03/arequipa-el-abismo-que-amenaza-con-desaparecer-el-valle-de-siguanay-y-majes-i-video/>. Acesso em: 20 out. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA E INFORMÁTICA DO PERÚ. Anuario de Estadísticas Ambientales. 2015. Disponível em: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1342/libro.pdf. Acesso em: 10 out. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES (INRENA). Inventario de fuentes de aguas subterráneas en el valle Supe: informe final. Lima: Intendencia de Recursos Hídricos, Administración Técnica del Distrito de Riego Barranca, set. 2005. Disponível em: https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/fuente_agua_subterranea_supe_0_0_3.pdf. Acesso em: 18 jul. 2025.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN (FAO). Boletín de Riego y Drenaje 48. 2009. Disponível em: <https://www.fao.org/3/x0490s/x0490s.pdf>. Acesso em: 16 out. 2023.

SERVICIO DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO DE LIMA (SEDAPAL). Anuario estadístico 2014. Lima: SEDAPAL, 2014. Disponível em: <https://repositorio.sedapal.com.pe/bitstream/SEDAPAL/37/1/Anuario%20estad%20C3%ADstico%202014.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2025.

SERVICIO DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO DE LIMA (SEDAPAL). Anuario estadístico 2015. Lima: SEDAPAL, 2015. Disponível em: <https://repositorio.sedapal.com.pe/bitstream/SEDAPAL/41/1/Anuario%20estad%20C3%ADstico%202015.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2025.

Capítulo 8 - AVALIAÇÃO DE VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO MUNICÍPIO DE CLARO DOS POÇÕES – MG

Chapter 8 - Assessment of Groundwater Vulnerability to Contamination in Claro dos Poços – MG

John Michael Malveira Gorayski, Marco Antonio Fontoura Hansen,
Maciel Jorge de Souza

8.1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a preocupação com o uso sustentável dos recursos hídricos vem se tornando cada vez maior. A rápida expansão de atividades mineradoras, agrícolas, industriais e aquelas relacionadas à ocupação urbana e rural é um fator crucial para a incompatibilidade entre oferta e demanda desses recursos (Terra *et al.*, 2016).

Segundo a ANA (2018), dos 2,5% de toda a água potável disponível no mundo, a maior parte (cerca de 69%) é de difícil acesso, pois está concentrada nas geleiras, os outros 30% são águas subterrâneas (armazenadas em aquíferos) e apenas 1% estão nos rios e lagos (águas superficiais), ou seja, disponíveis para o uso.

Alcoforado (2015) afirma que mais de 90% dessa água disponível para uso é destinada para atividades agrícolas e industriais, e apenas 8% é destinada ao uso doméstico. Anualmente, 3,5 milhões de pessoas morrem ao redor do mundo por problemas relacionados ao fornecimento inadequado de água, falta de saneamento básico e políticas públicas relacionadas à higiene (Letra, 2015).

O Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2021 (WWDR, 2021) destaca que 10% das doenças registradas poderiam ser evitadas com maior investimento público em água, higiene e saneamento. Dados alarmantes apontam um déficit hídrico mundial projetado de 40% até 2030, exigindo ações conjuntas de governos, setor privado e sociedade civil para mitigar esse cenário (Perdigão, 2021).

Neste contexto, a água subterrânea ganha destaque por ser um recurso estratégico, tanto em áreas urbanas quanto em rurais. Proveniente da infiltração de águas de chuva, armazenadas nos aquíferos, essa água se caracteriza por maior qualidade e disponibilidade local (Terra *et al.*, 2016).

Comparadas às águas superficiais, as subterrâneas possuem qualidade superior, menor suscetibilidade à poluição, e são menos afetadas por secas e variações climáticas (Medeiros *et al.*, 2011). Segundo Hirata *et al.* (2019), cerca de 39% dos municípios brasileiros são abastecidos exclusivamente por águas subterrâneas.

Entretanto, por serem menos visíveis e de difícil acesso, estão vulneráveis à contaminação e carecem de monitoramento eficiente. Isso reforça a importância dos estudos de vulnerabilidade como ferramenta preventiva para gestão e proteção dos recursos hídricos subterrâneos.

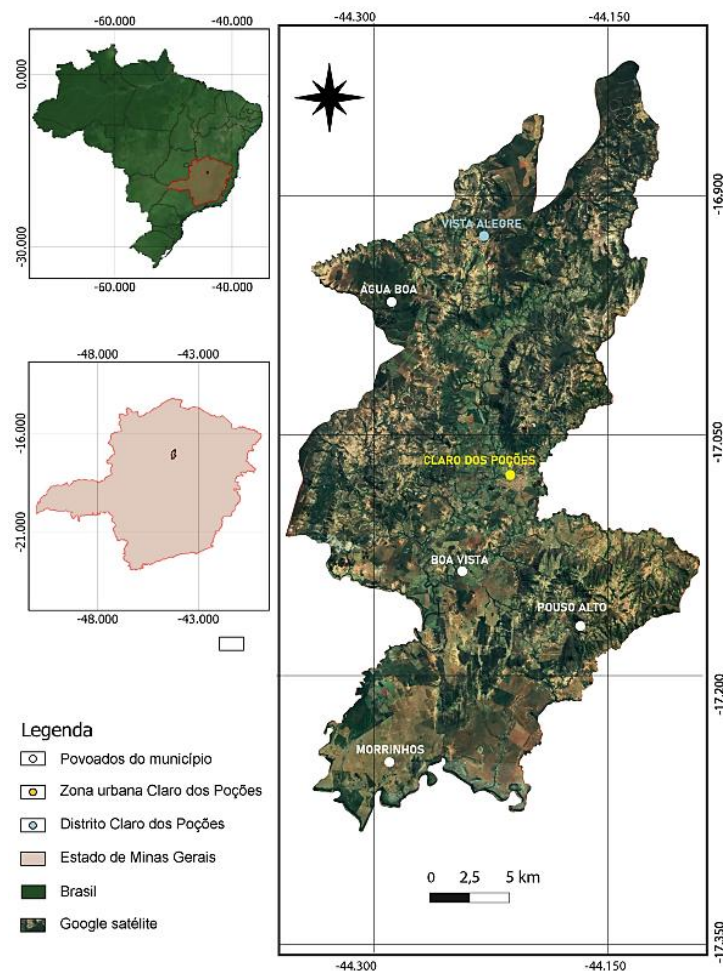
Este capítulo apresenta os resultados da aplicação da metodologia GOD (Grau de confinamento, Ocorrência dos estratos, e Distância ao lençol freático), no município de Claro dos Poções – MG, como forma de contribuir para a gestão e preservação das águas subterrâneas.

8.2 ESTUDO DE CASO

O município de Claro dos Poções está localizado na região centro-norte do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas aproximadas de latitude $16^{\circ}58'S$ e longitude $44^{\circ}16'W$. Possui uma área de aproximadamente $720,42 \text{ km}^2$ e uma população estimada em 7.166 habitantes (IBGE, 2022), dos quais cerca de um terço reside na zona rural.

Faz limite com os municípios de Jequitaiá a oeste, Francisco Dumont a sul, Montes Claros a sudeste e São João da Lagoa a sudoeste. O acesso à região se dá por meio de rodovias estaduais que a conectam aos principais centros urbanos da região norte-mineira. O relevo local é composto por planaltos residuais e superfícies tabulares com áreas rebaixadas, com altitudes variando entre 600 e 900 metros, o que favorece a formação de aquíferos e sua exploração para abastecimento (Figura 8-1).

Figura 8-1. Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

8.2.1 Geologia

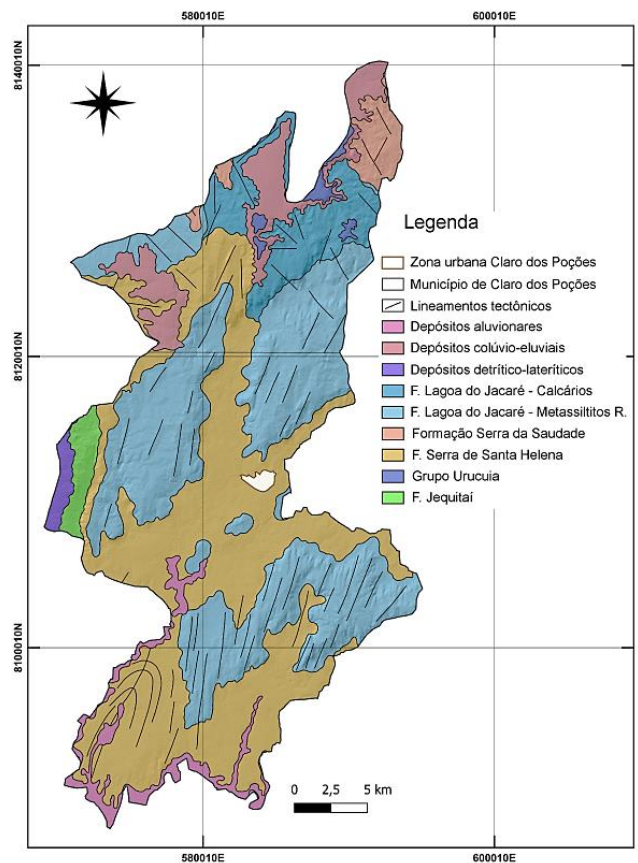
8.2.1.1 Geologia Regional

Claro dos Poções está inserido na porção leste da região central da Bacia do São Francisco, que recobre o embasamento do Cráton homônimo. Esta bacia sedimentar é limitada a leste e oeste pelas faixas orogênicas Araçuaí e Brasília, e ao sul por um limite erosivo. O município está assentado sobre rochas do Grupo Bambuí, unidade pertencente ao Supergrupo São Francisco, de idade neoproterozoica, compostas por associações de calcários, folhelhos, siltitos e diamictitos (Dardenne, 1978; Reis *et al.*, 2017).

8.2.1.2 Geologia Local

A geologia local é caracterizada por metassedimentos e rochas sedimentares carbonáticas das formações Jequitai, Serra de Santa Helena e Lagoa do Jacaré, pertencentes ao Grupo Bambuí. Essas formações ocorrem sobrepostas a depósitos cenozóicos, colúviais, lateríticos e aluvionares. A estrutura geológica local é marcada por dobramentos suaves a moderados e falhas normais com direção preferencial N20°–40°W. O metamorfismo observado é de baixo grau, compatível com fácies de xistos verdes (Figura 8-2).

Figura 8-2. Mapa geológico local da área de estudo.



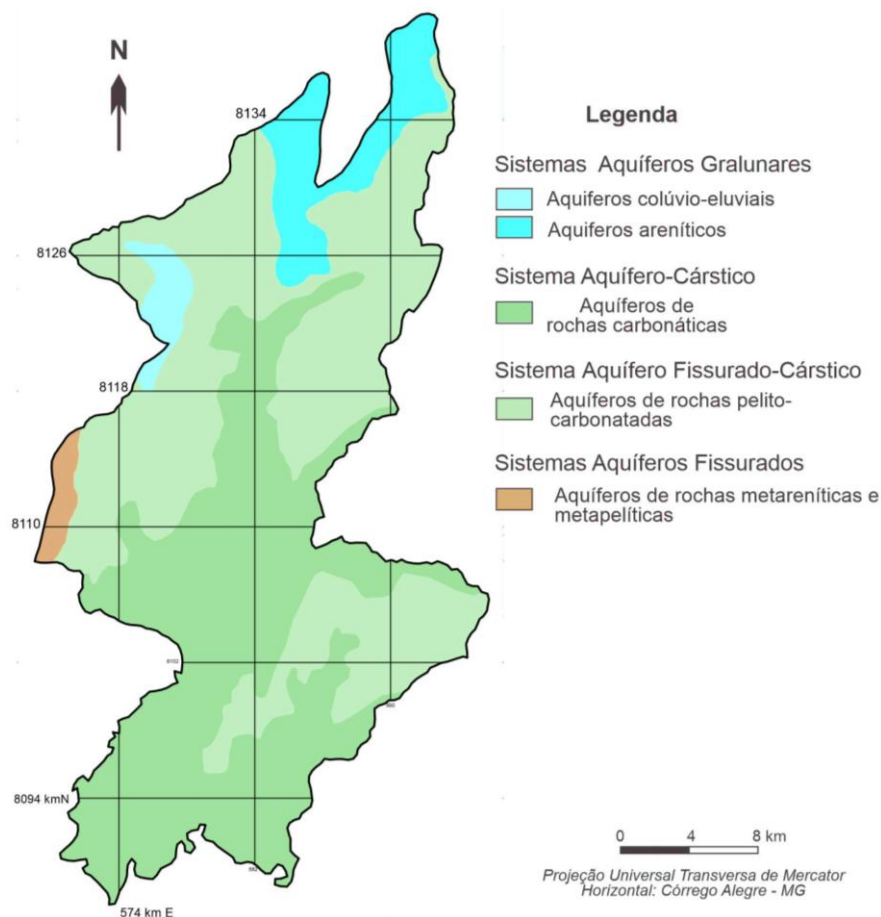
Fonte: Elaborado pelos Autores.

8.2.2 Hidrogeologia

A área de estudo está inserida no Sistema Aquífero Bambuí, classificado como fissural-cárstico, caracterizado pela presença de rochas pelíticas e carbonáticas parcialmente fraturadas e dissolvidas. Além deste, outros três sistemas aquíferos ocorrem no município:

- Aquífero Cárstico – predominante na região central e sul, associado à Formação Lagoa do Jacaré;
- Aquífero Granular – relacionado à Formação Urucuia e depósitos colúvio-eluviais, restrito ao norte da área; e,
- Aquífero Fissural – presente em zonas com depósitos lateríticos e diamictitos da Formação Jequitaiá (Figura 8-3).

Figura 8-3. Mapa de Sistemas Aquíferos do município de Claro dos Poções.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

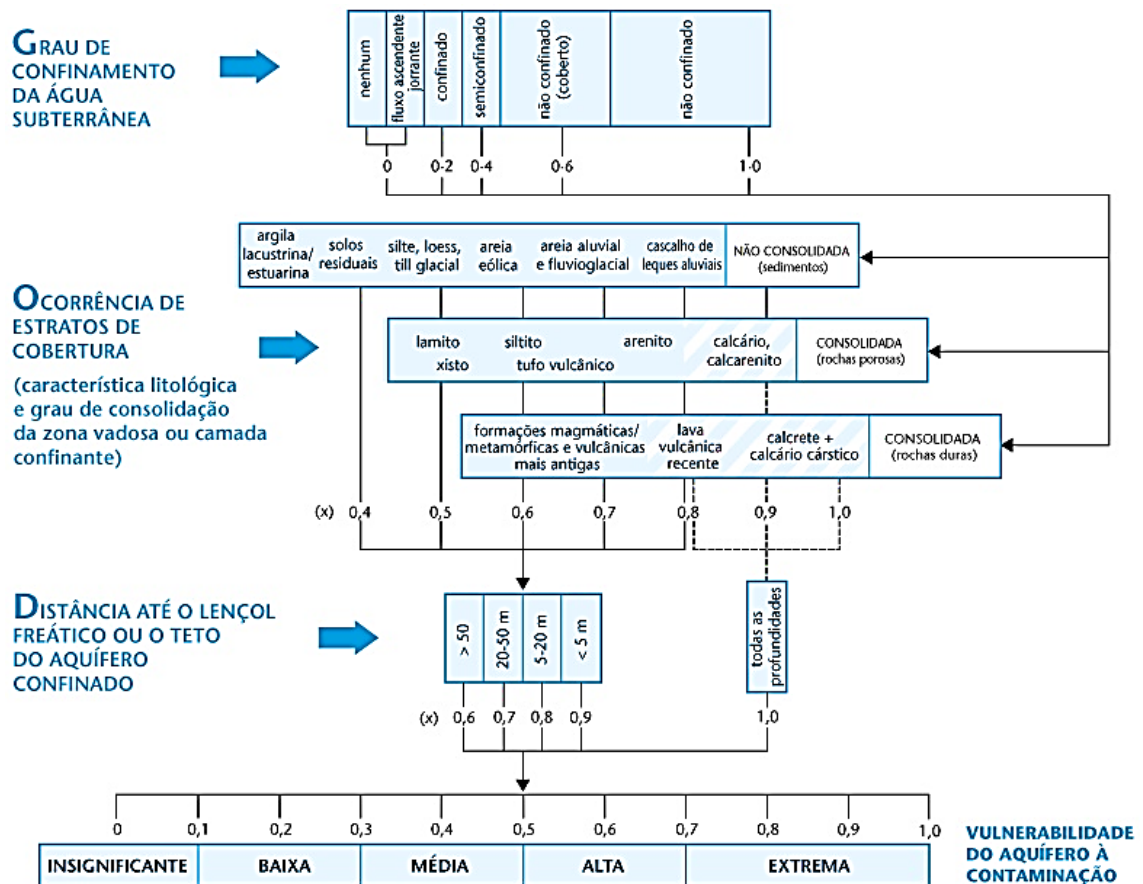
As profundidades do nível estático variam entre 12 e 30 metros, com médias mais rasas nas porções cársticas e granulares, e maiores profundidades nas regiões fissurais. Essa variabilidade hidrogeológica condiciona diretamente os graus de vulnerabilidade à contaminação, conforme será discutido nos resultados.

8.3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido em quatro etapas principais: revisão bibliográfica, aquisição de material cartográfico e hidrogeológico, construção e tratamento de banco de dados, e aplicação da metodologia GOD. As variáveis analisadas foram aquelas exigidas pelo método GOD, que incluem:

1. Grau de confinamento do aquífero – definido com base na classificação hidrogeológica de cada sistema aquífero;
2. Ocorrência dos estratos sobrejacentes – avaliada a partir da litologia, grau de fraturamento e consolidação das formações; e,
3. Distância ao nível do lençol freático – determinada com base em dados de profundidade do nível estático dos poços (Figura 8-4).

Figura 8-4. O método de vulnerabilidade GOD.



Fonte: Extraído de (Feitosa *et al.*, 2008).

As informações foram obtidas do banco de dados do SIAGAS (SGB), que possui 117 poços cadastrados para o município. Dois poços foram descartados por inconsistência de dados, e os valores faltantes para profundidade e confinamento foram estimados por interpolação (método do inverso do quadrado da distância – IQD), apropriado para aquíferos sedimentares.

O processamento espacial foi realizado no software QGIS (versão 3.16.5), e os mapas gerados foram baseados em modelo digital de elevação (MDE) e cartas geológicas do SGB na escala 1:100.000.

A aplicação do método GOD permite classificar a vulnerabilidade hídrica de acordo com a combinação dos parâmetros G, O e D. No presente estudo, foram identificadas áreas que variam de média a extrema vulnerabilidade, com destaque para as zonas de aquíferos livres e rochas carbonáticas fraturadas. A Tabela 8.1 resume as faixas de classificação utilizadas.

Tabela 8-1. Classificação da vulnerabilidade, segundo o método GOD.

Valores	Índice de vulnerabilidade	Definição
0,0 - 0,1	Insignificante	Presença de camadas confinantes sem fluxo vertical significativo.
0,1 - 0,3	Baixa	Vulnerável somente a contaminantes conservadores, a longo prazo, quando contínua e amplamente lançados ou lixiviados.
0,3 - 0,5	Moderada	Vulnerável a alguns contaminantes, mas somente quando continuamente lixiviados ou lançados.
0,5 - 0,7	Alta	Vulnerável a muitos contaminantes em muitas condições de contaminação (com exceção dos que são fortemente adsorvidos ou rapidamente transformados).
0,7 - 1,0	Extrema	Vulnerável à maioria dos contaminantes com impacto rápido em muitos cenários de contaminação.

Fonte: Elaborado pelos Autores.

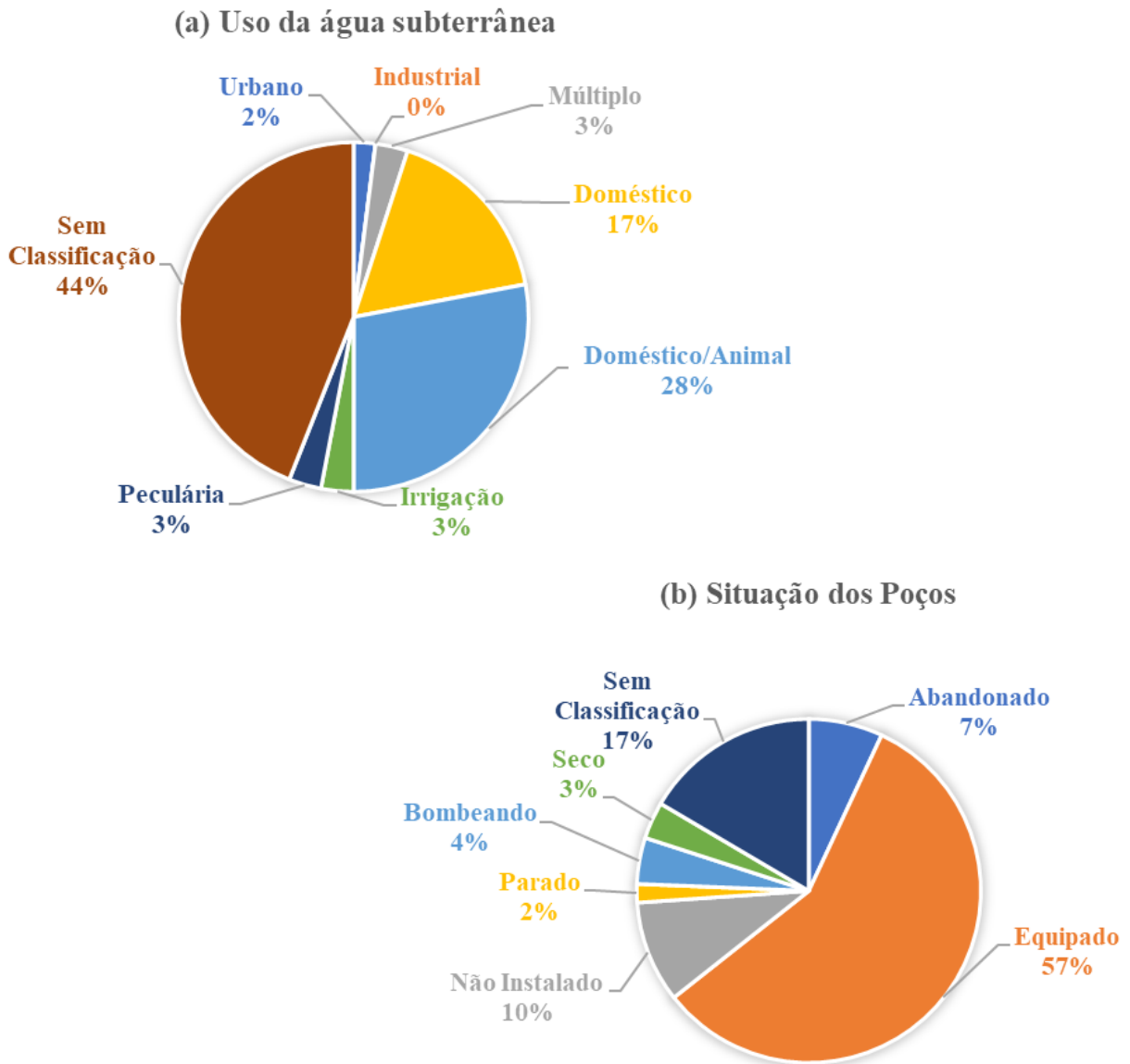
O resultado da aplicação do método é um mapa temático com zonas de vulnerabilidade classificadas, segundo a pontuação combinada dos parâmetros G, O e D, variando entre vulnerabilidade insignificante e extrema, conforme proposto por Feitosa *et al.* (2008).

8.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

8.4.1 Uso da água subterrânea a situação dos poços

A análise do uso da água subterrânea no município revelou que 51% dos poços não possuem classificação quanto ao uso. Entre os classificados, 17% destinam-se a uso doméstico, 28% a uso doméstico e animal, 3% para irrigação, 3% para usos múltiplos, 3% para pecuária e 2% para abastecimento urbano. Quanto à situação dos poços, 66% estão equipados, 19% sem classificação, 11% não instalados, 8% abandonados, 5% bombeando, 4% secos e 2% parados (Figura 8-5).

Figura 8-5. Classificação dos usos (a) e situação (b) dos poços.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

A localização dos poços tubulares mostra boa distribuição espacial, o que permite adequada interpolação dos dados e aplicação da metodologia GOD, resultando em maior representatividade na análise de vulnerabilidade.

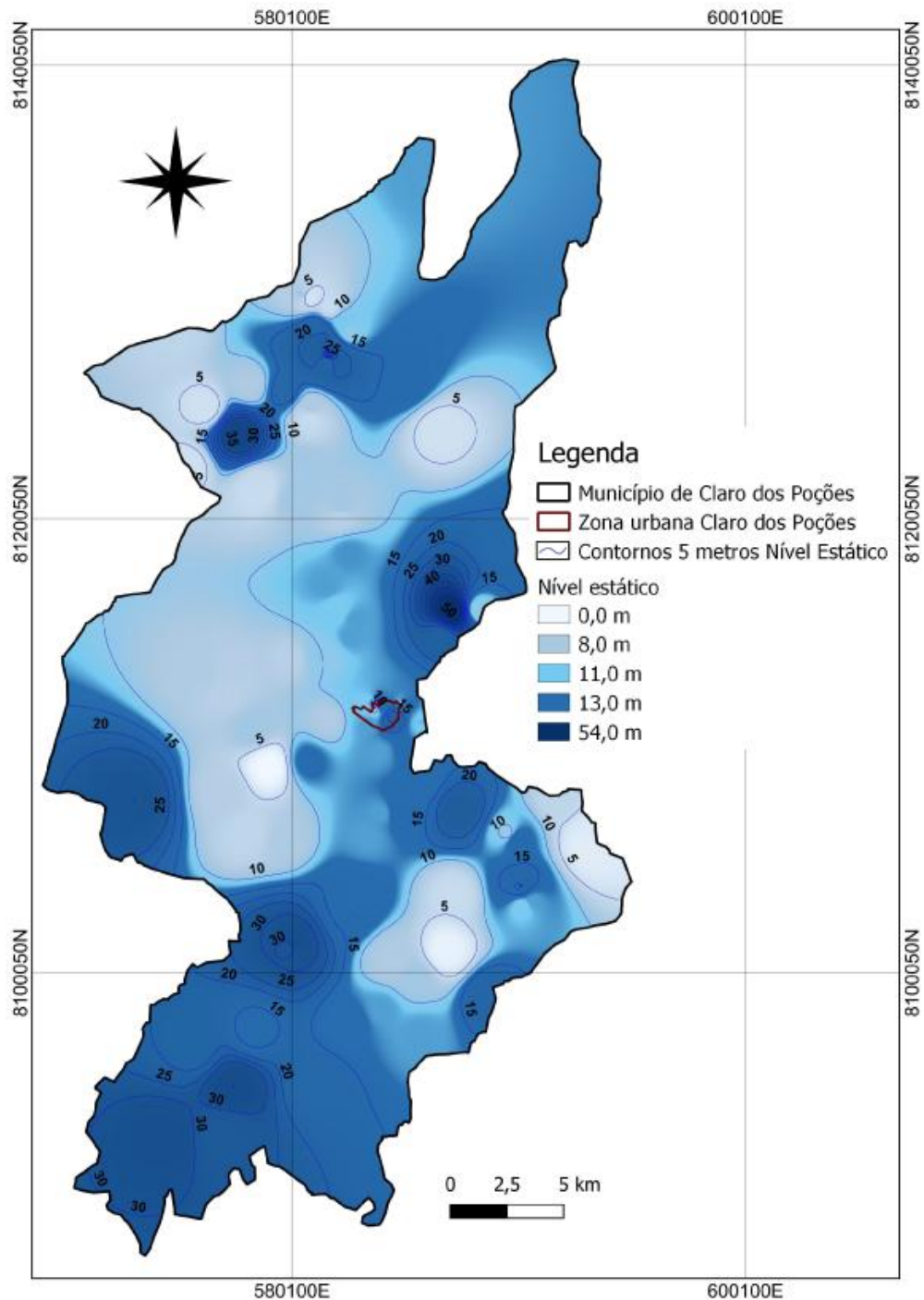
8.4.2 Profundidade do Nível Estático

A avaliação estatística dos níveis estáticos dos poços cadastrados no SIAGAS indicou a predominância de aquíferos com profundidade rasa. A média observada foi de $12,0 \pm 8,7$ metros (média \pm desvio padrão), com variações que alcançam até 54 metros. Cerca de 80% dos poços apresentaram nível estático inferior a 16 metros, o que evidencia o predomínio de aquíferos de

acesso facilitado, mas também com maior vulnerabilidade à contaminação devido à menor profundidade do lençol freático (Figura 8-6).

A distribuição espacial das profundidades do nível estático mostrou que as regiões mais rasas se concentram nos sistemas aquíferos cárstico-fissural e granular. Já as maiores profundidades ocorrem em porções pontuais dos aquíferos fissurais, especialmente no sudeste da área estudada.

Figura 8-6. Mapa de profundidade e predominância de aquíferos.

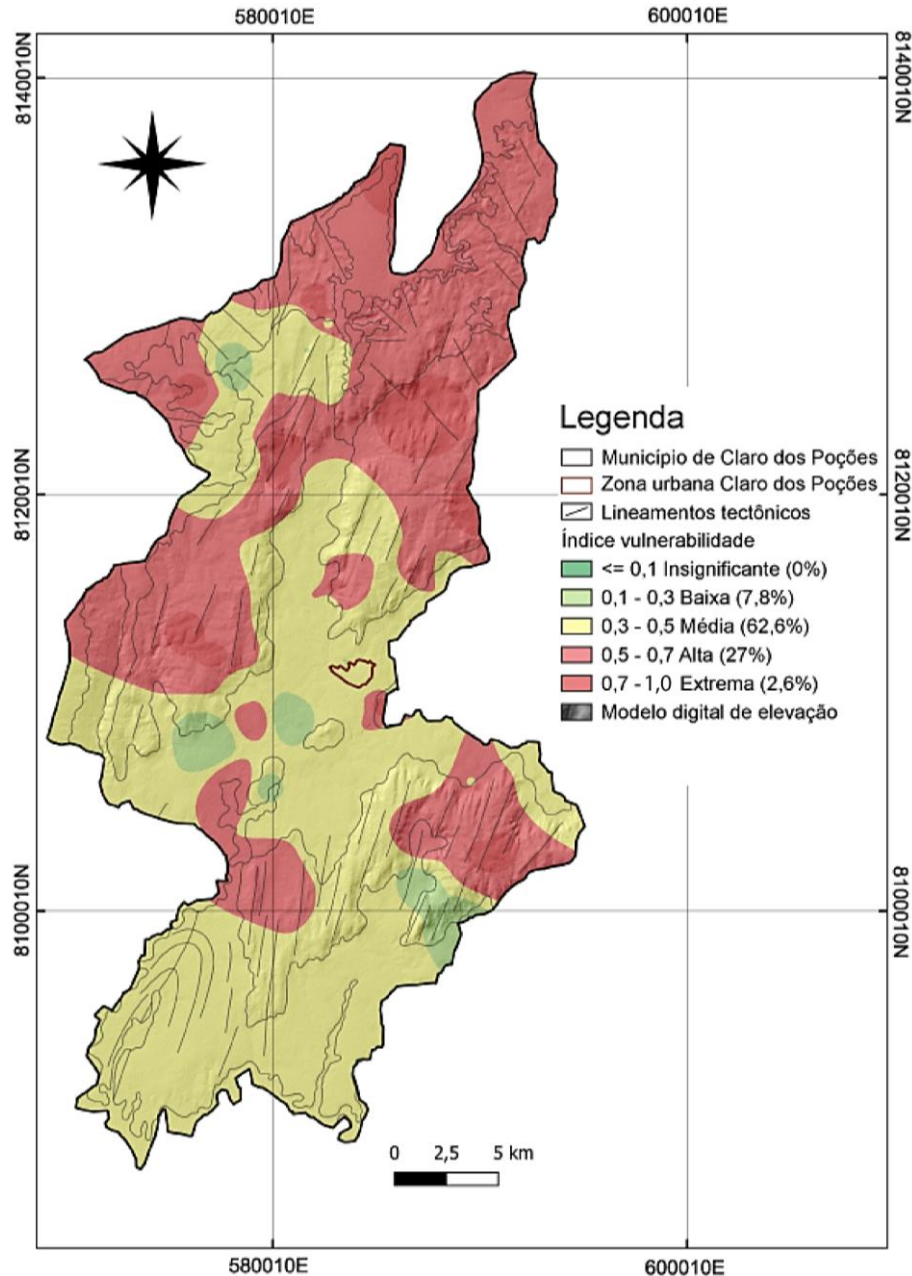


Fonte: Elaborado pelos Autores

8.4.3 Mapa de vulnerabilidade

Os índices de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas foram obtidos pela multiplicação dos parâmetros G, O e D. O resultado gerou quatro classes de vulnerabilidade: baixa (7,8%), média (62,6%), alta (27%) e extrema (2,6%) (Figura 8-7).

Figura 8-7. Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas segundo o método GOD, aplicada à área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos Autores.

As áreas com vulnerabilidade baixa concentram-se em porções isoladas da região sudeste e noroeste, com maior espessura de cobertura e aquíferos mais profundos, favorecendo maior proteção natural contra contaminantes.

A classe média de vulnerabilidade foi predominante, ocupando mais da metade do território. Está associada a zonas com menor profundidade do lençol freático e presença de litologias pelíticas menos fraturadas, como os folhelhos da Formação Santa Helena.

As regiões com vulnerabilidade alta localizam-se principalmente ao norte e nordeste, em zonas de relevo mais elevado, com presença de rochas carbonáticas e sedimentos coluviais, onde o nível freático é raso e o grau de fraturamento é mais expressivo.

Por fim, a vulnerabilidade extrema foi mapeada em pontos dispersos, geralmente em cotas altas com rochas carbonáticas intensamente fraturadas ou dissolvidas, como observado em trechos da Formação Lagoa do Jacaré. Nessas áreas, o risco de contaminação direta é significativamente elevado.

Resultado obtido após aplicação do método GOD (Foster; Hirata e Rocha, 1988). Este mapa de vulnerabilidade está sobreposto a um MDE com sombreamento dado com uma incidência de luz com ângulo 315°.

A combinação da metodologia GOD com a análise estrutural da região (dobras, falhas, fraturas e anticlinais) contribuiu para uma interpretação mais realista dos processos de infiltração e transporte de contaminantes. A vulnerabilidade mais alta nas zonas estruturadas reflete a possível presença de permeabilidade secundária associada a fraturas e dissoluções (Tabela 8-2).

Tabela 8-2. Índices de Vulnerabilidade de aquíferos do município de Claro dos Poções.

Ponto	Condição	Nível Estático	Grau de confinamento hidráulico	Ocorrência de estratos	Distância até o lençol freático (m)	GOD	Vulnerabilidade
310000665	Livre	8,00	1,0	0,9	0,8	0,72	Alta
310000666	Livre	39,00	1,0	0,6	0,7	0,42	Média
310004900	Livre	12,44	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
310004901	Livre	5,10	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
310004902	Livre	14,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
310004903	Semi-Confinado	28,24	0,4	0,6	0,6	0,14	Baixa
310004904	Livre	10,92	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
310004905	Livre	19,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
310004906	Livre	3,10	1,0	0,9	0,6	0,54	Alta
310004907	Livre	16,78	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
310004908	Livre	9,82	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
310004909	Livre	3,91	1,0	0,9	0,6	0,54	Alta
310004913	Livre	19,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
310004914	Livre	1,74	1,0	0,6	0,6	0,36	Média
3100011009	Livre	12,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
3100011010	Livre	12,00	1,0	0,9	0,8	0,72	Alta
3100011011	Livre	12,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
3100011012	Livre	9,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
3100011013	Livre	7,00	1,0	0,9	0,8	0,72	Alta
3100011014	Livre	9,00	1,0	0,6	0,8	0,48	Média
3100011015	Livre	4,00	1,0	0,9	0,9	0,81	Extrema
3100011016	Livre	13,05	1,0	0,6	0,6	0,36	Média

Fonte: Elaborado pelos Autores

8.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo permitiu a caracterização da vulnerabilidade das águas subterrâneas do município de Claro dos Poções – MG, fornecendo subsídios importantes para a gestão ambiental e o licenciamento de atividades com potencial poluidor.

A aplicação do método GOD mostrou-se adequada à realidade hidrogeológica local, classificando a área em quatro classes de vulnerabilidade, com predominância da classe média (62,6%). A ocorrência de vulnerabilidades altas e extremas em porções significativas do território alerta para a necessidade de maior controle sobre fontes potenciais de contaminação nessas áreas.

As características litológicas, estruturais e hidrogeológicas da região, aliadas à baixa profundidade do lençol freático em boa parte da área, são fatores determinantes para o grau de vulnerabilidade observado. A análise estrutural complementou a interpretação, reforçando a importância da integração de diferentes abordagens geológicas e hidrogeológicas.

Como contribuição prática, o mapa de vulnerabilidade gerado pode ser utilizado por órgãos públicos e entidades de planejamento territorial na definição de políticas públicas voltadas à proteção dos recursos hídricos subterrâneos, além de servir de base para processos de licenciamento ambiental mais criteriosos e fundamentados.

Sugere-se a continuidade de estudos voltados ao monitoramento da qualidade da água e ao detalhamento de estruturas geológicas relevantes, bem como o incentivo à utilização de ferramentas de geoprocessamento como suporte técnico para a gestão ambiental municipal.

REFERÊNCIAS

- ALCOFORADO, F. Avaliação da qualidade da água subterrânea no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2018. Brasília: ANA, 2018.
- FEITOSA, F. A. C. *et al.* Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM/LTC, 2008.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; ROCHA, J. Metodologia GOD para avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos. São Paulo: ABAS, 1988.
- HIRATA, R.; FERREIRA, R. Vulnerabilidade e risco à contaminação das águas subterrâneas: conceitos e aplicações. São Paulo: IPT/USP, 2001.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 2021.
- LETRA, L. Impactos da contaminação da água: um estudo global. Revista Saúde & Meio Ambiente, v. 10, n. 2, 2015.
- MEDEIROS, W. R. *et al.* Água Subterrânea: aspectos qualitativos e quantitativos. Natal: UFRN, 2011.
- PERDIGÃO, C. Água e desenvolvimento sustentável: desafios e perspectivas. Artigo eletrônico. WWDR/UNESCO, 2021.

REIS, N. J. *et al.* Estratigrafia e evolução tectono-sedimentar da Bacia do São Francisco. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 47, n. 1, p. 67–92, 2017.

TERRA, M. C. N. *et al.* Vulnerabilidade ambiental e recursos hídricos subterrâneos. *Revista Águas Subterrâneas*, v. 30, n. 1, p. 71–86, 2016.

WWDR – WORLD WATER DEVELOPMENT REPORT. *Valuing Water*. Paris: UNESCO, 2021.

Capítulo 9 - ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: INOVAÇÕES, DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL

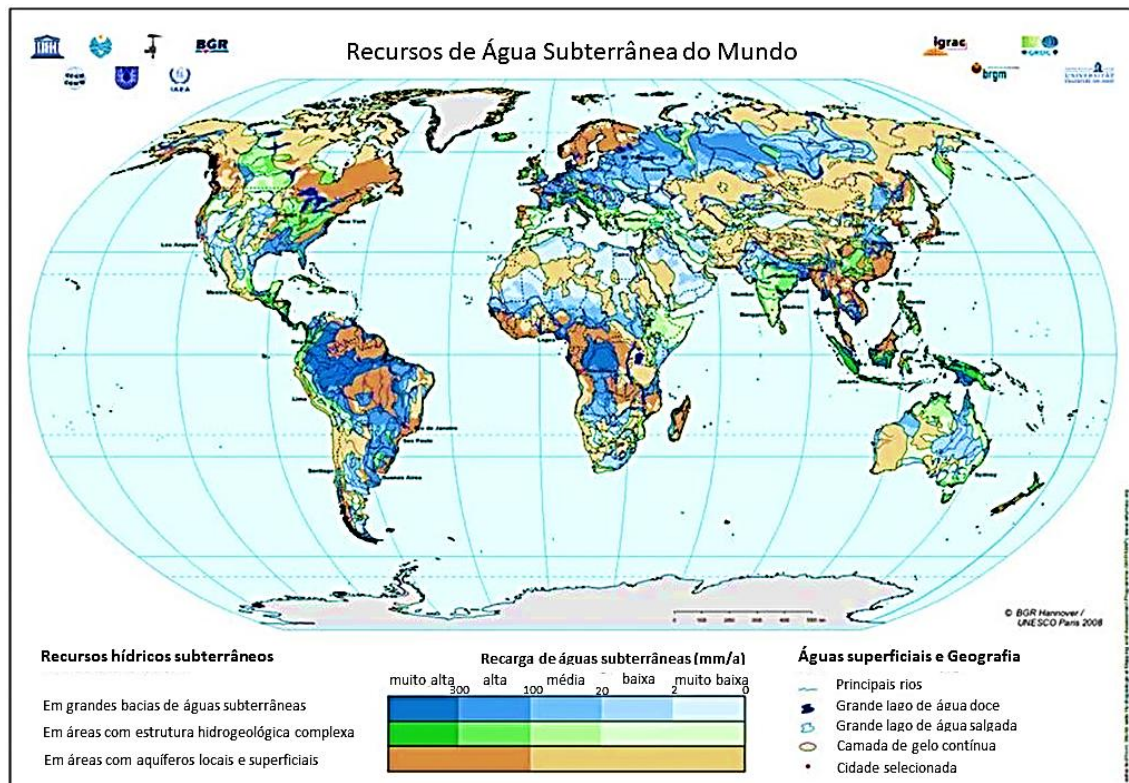
Chapter 9 - Groundwater: Innovations, Challenges, and Perspectives for Sustainable Management

Marco Antonio Fontoura Hansen, Vicente Guilherme Lopes,
José Pedro Rebés Lima, Mauro Valdir Schumacher, César Augusto Moreira

9.1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas constituem um recurso estratégico para o abastecimento humano, a agricultura e a manutenção de ecossistemas, desempenhando um papel vital na segurança hídrica global. De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO, 2008, 2022), cerca de 2,5 bilhões de pessoas dependem exclusivamente de fontes subterrâneas para seu consumo diário, evidenciando sua importância crítica em regiões áridas e semiáridas (Figura 9-1).

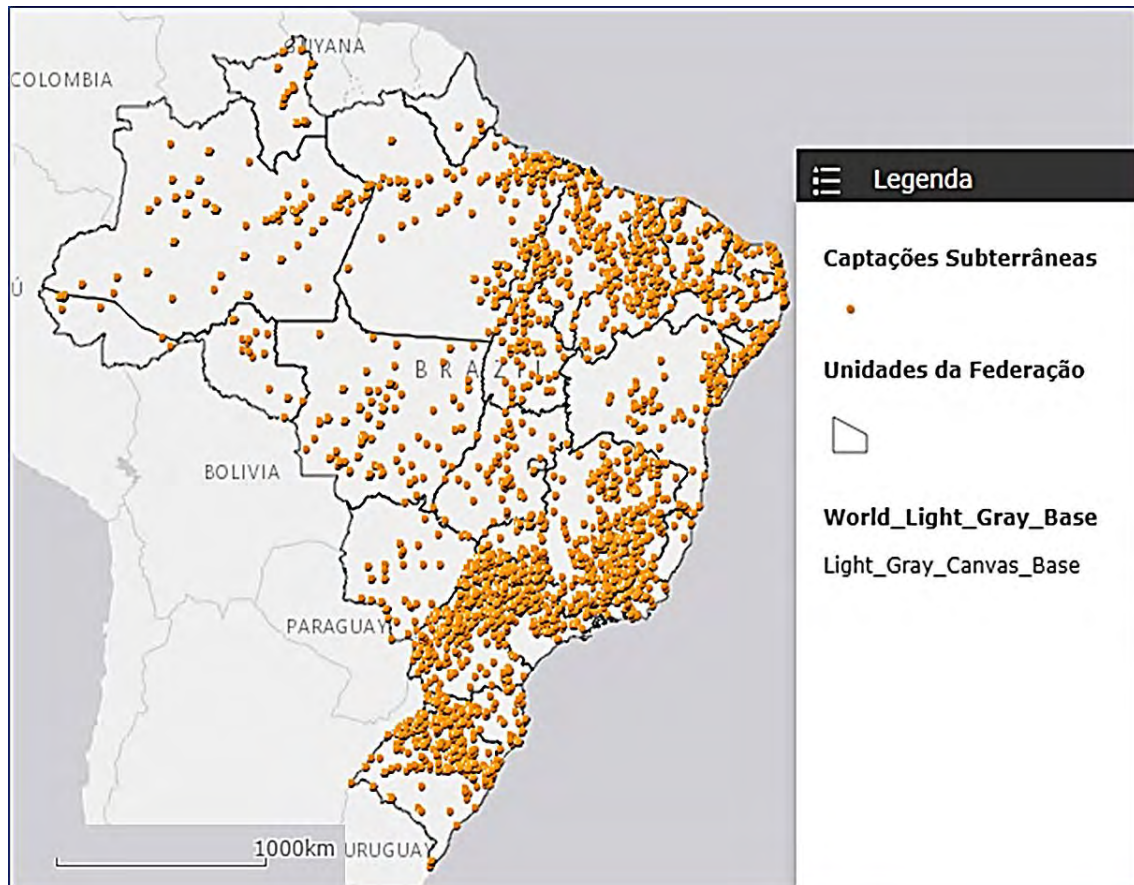
Figura 9-1. Distribuição global dos principais aquíferos mundiais.



Fonte: Modificado de UNESCO, 2008

Segundo a ANA (2021) existem 181 aquíferos e Sistemas Aquíferos aflorantes no Brasil, estima-se que mais de 50% dos municípios utilizam águas subterrâneas como principal fonte de abastecimento, destacando sua relevância para o desenvolvimento socioeconômico (Figura 9-2).

Figura 9-2. Atlas das águas mananciais e sistemas com captação das águas subterrâneas do Brasil.



Fonte: Modificado de ANA, 2021.

Apesar de sua abundância, os aquíferos enfrentam crescentes pressões devido à superexploração, contaminação por atividades urbanas, industriais e agrícolas, e os impactos das mudanças climáticas (Gleeson *et al.*, 2020). Estudos recentes apontam que a recarga natural de aquíferos em algumas regiões do mundo está diminuindo em até 20%, devido a alterações nos padrões de precipitação (Taylor *et al.*, 2013), exigindo ações urgentes de gestão sustentável.

No Brasil, os sistemas aquíferos Guarani e Alter do Chão são reconhecidos como duas das maiores reservas de água doce subterrânea do planeta, sustentando atividades econômicas e comunidades inteiras (Rebouças, 2017). Contudo, desafios como a contaminação por nitratos e agrotóxicos (Rodrigues, 1998) e a falta de regulamentação eficiente (Brasil, 2020) ameaçam sua disponibilidade a longo prazo.

No Rio Grande do Sul, os aquíferos Guarani e Serra Geral são fundamentais para o abastecimento urbano e rural, sendo alvo de pesquisas que buscam entender sua dinâmica de

recarga e vulnerabilidade (SGB, 2021). Projetos como o Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS-RS) têm contribuído para o monitoramento e gestão integrada desses recursos.

Este capítulo tem como objetivo sistematizar os principais avanços científicos e tecnológicos no estudo das águas subterrâneas, abordando:

1. Inovações globais em monitoramento e gestão sustentável;
2. Pesquisas nacionais sobre aquíferos estratégicos e desafios de contaminação; e,
3. Estudos regionais no Rio Grande do Sul, com ênfase na governança hídrica.

A metodologia inclui revisão bibliográfica de artigos científicos, relatórios institucionais e bases de dados governamentais, além da análise de casos emblemáticos que ilustram a evolução das pesquisas na área.

Este capítulo aborda os avanços científicos e tecnológicos no estudo das águas subterrâneas em escalas global, nacional e estadual, destacando inovações em monitoramento, gestão sustentável e desafios futuros.

9.2 AVANÇOS GLOBAIS NAS PESQUISAS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA

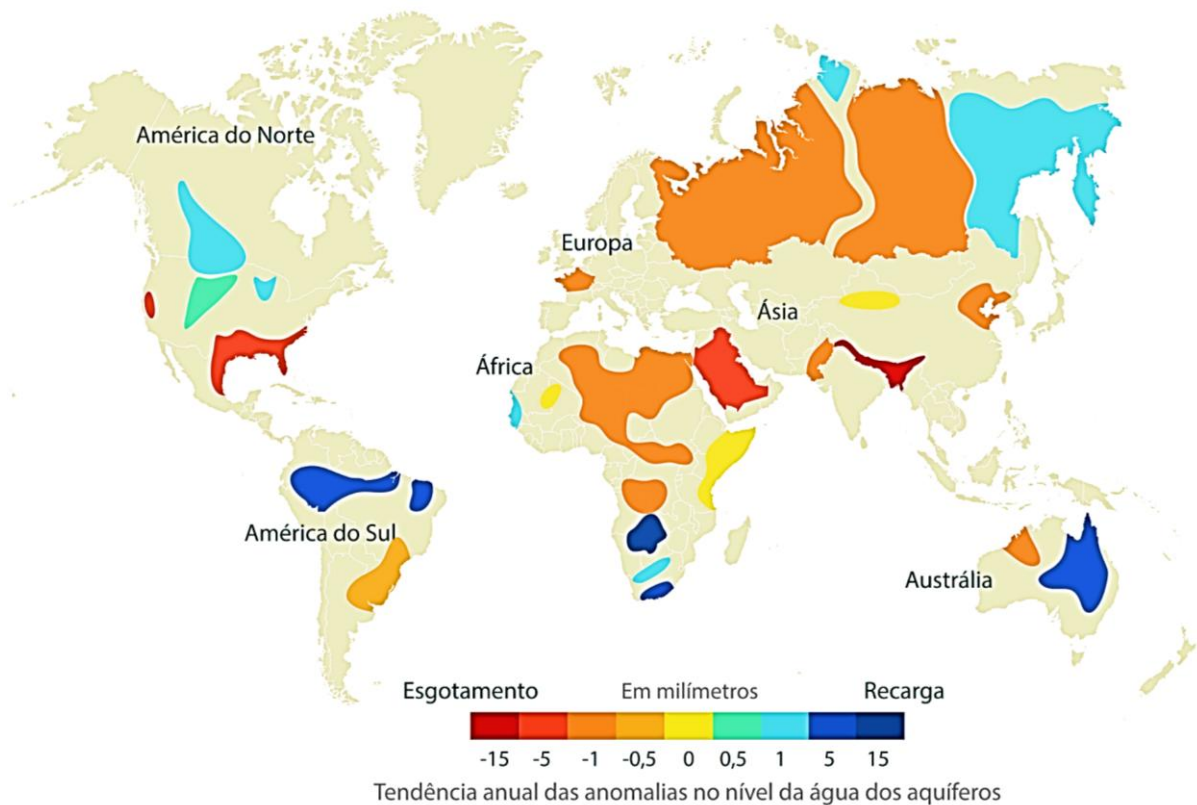
Nos últimos anos, a comunidade científica internacional tem alcançado progressos significativos no entendimento, monitoramento e gestão sustentável das águas subterrâneas. Esses avanços são impulsionados por desafios globais, como escassez hídrica, mudanças climáticas e pressões antropogênicas, que exigem soluções inovadoras (Famiglietti, 2014; Gleeson *et al.*, 2020; Corrêa, 2024).

9.2.1 Tecnologias de Monitoramento e Modelagem

Uma das principais inovações no estudo de águas subterrâneas é o uso de satélites de sensoriamento remoto para avaliar variações nos estoques aquíferos. A missão GRACE (*Gravity Recovery and Climate Experiment*), desenvolvida pela NASA em parceria com a Alemanha, revolucionou o monitoramento de aquíferos ao medir mudanças no campo gravitacional terrestre, permitindo estimar perdas e ganhos de água subterrânea em escala continental (Rodell *et al.*, 2018). Dados do GRACE revelaram, por exemplo, o rápido declínio do Aquífero do Norte da Índia devido à superexploração para irrigação (Tiwari *et al.*, 2021).

Além disso, modelos hidrogeológicos computacionais têm se tornado mais precisos com a incorporação de *machine learning* e inteligência artificial. Pesquisadores têm utilizado algoritmos de aprendizado de máquina para prever recargas aquíferas e identificar zonas de contaminação com maior eficiência (Shen, 2018). A integração de *big data* geoespacial também tem permitido a criação de sistemas de alerta precoce para subsidência do solo em áreas de intensa extração de água, como na Califórnia (USA) e no Irã (Siabi *et al.*, 2022).

Figura 9-3. Variação nos estoques de água subterrânea medidos pelo GRACE (2002-2022).



Fonte: NASA, 2015.

9.2.2 Técnicas de Recarga Gerenciada de Aquíferos (MAR - *Managed Aquifer Recharge*)

A Recarga Gerenciada de Aquíferos (MAR) tem ganhado destaque como estratégia para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões críticas. Países como Israel, Austrália e Holanda lideram a aplicação de técnicas como:

- Infiltração por bacias: Águas pluviais ou tratadas são direcionadas para zonas de recarga natural (Dillon *et al.*, 2018);
- Injeção direta em poços: Utilizada em áreas urbanas para evitar intrusão salina (Ward; Dillon, 2021); e
- Barragens subterrâneas: Retêm água no subsolo em regiões semiáridas (Santos; Souza, 2023).

Estudos demonstram que a MAR pode aumentar a disponibilidade hídrica em até 30% em bacias hidrográficas críticas (Döll; Fiedler, 2008). O Quadro 9-1 apresenta o exemplo de projeto MAR no mundo.

Quadro 9-1. Técnicas de Recarga Gerenciada de Aquíferos (MAR) e suas aplicações.

Abordagens MAR	Tipos	Subtipos	Condições adequadas
Direto	Espalhamento superficial	Lagos de infiltração; Aquífero Artificial Misto (Ag-MAR); Sistema de Áreas de Tratamento (SAT); Inundações; Irrigação excessiva; Valas e sulcos.	Topografia suavemente inclinada (entre 0 e 12%), sustentada por um aquífero não confinado composto por materiais permeáveis, ou seja, aluvião e arenito, e localizada em profundidade rasa.
	Subsuperfície	Poços de Recarga Armazenamento e Recuperação de Aquíferos (ASR) e Armazenamento e Recuperação de Aquíferos em Sistemas de Tratamento (ASTR)	Onde o sistema aquífero é coberto por uma camada impermeável, ou seja, argila, e localizado em maiores profundidades.
		Poços e Poços de Recarga	Aquífero freático raso (não confinado) com uma camada superficial de baixa permeabilidade.
Indireto	Recarga induzida	Filtragem de banco	Um aquífero livre composto por materiais grossos (areia ou cascalho) e coberto por uma margem de rio ou lago.
		Filtragem de dunas	Um aquífero não confinado que compreende materiais grossos (areia ou cascalho) e coberto por dunas.

Fonte: Modificado de MAR (2004); Zhang *et al.* (2020); IMIG *et al.* (2022); Mohammad-Hosseinpour; Molina (2022).

9.2.3 Geofísica Aplicada e Métodos de Investigação

Técnicas geofísicas avançadas têm permitido a caracterização detalhada de aquíferos, reduzindo custos e aumentando a precisão das investigações. De acordo com Hansen *et al.* (2010) os métodos mais utilizados são:

- **Eletrorresistividade**

Um dos métodos mais empregados para a prospecção de água e que mede a resistividade das rochas em subsuperfície é o da eletrorresistividade (Zohdy, 1969). Este método é pioneiro em exploração geofísica e ainda atualmente é considerado “estado da arte”, devido à grande evolução de novas técnicas computacionais de interpretação.

A eletrorresistividade pode ser empregada para diversos tipos diferenciados de unidades hidrogeológicas, tanto em ambientes sedimentares como em terrenos cristalinos, em investigações rasas e profundas, e pode ser efetuada tanto por caminhamento, como por sondagem vertical.

O método de eletrorresistividade de sondagem é conhecido como Sondagem Elétrica Vertical (SEV), e é indicado para investigações que visam caracterizar em termos geoeletricos camadas horizontais estratificadas em profundidade, as quais se correlacionam com as unidades hidrogeológicas em bacias sedimentares. O método SEV tem sido amplamente usado com

sucesso para prospecção de água subterrânea em bacias sedimentares e em problemas de intrusões de cunhas salinas nas regiões costeiras, inclusive combinado com outros métodos eletromagnéticos (Patra, 1967; Yang *et al.*, 1999), e como investigação estrutural e hidrogeológica regional de bacias sedimentares, integrando os métodos SEV/TEM/MT (Lima e Fontes, 1999; Lima, 2000, 2005). O uso integrado do método elétrico e de EM, empregando inversão conjunta ajuda a superar o problema de equivalência, pois os métodos EM são menos influenciados pela equivalência (Fitterman; Stewart, 1986; Meju *et al.*, 1999; Lima, 2000).

Outro método de eletrorresistividade é o método da Tomografia de Resistividade Elétrica (Electrical Resistivity Tomography - ERT), que combina caminhamento elétrico em superfície com sondagem elétrica vertical, usando arranjo multi-eletrodo para produzir imagens 2D (plano) e 3D (tridimensional) de resistividade da subsuperfície. O método ERT tem sido aplicado em problemas relacionados com hidrogeologia e meio ambiente (Auken *et al.*, 2006; Wilson *et al.*, 2006; Nwankwo; Emujakporue, 2012).

Com base em fundamentos físicos do método de eletrorresistividade se tem ainda o método Polarização Induzida (Induced Polarization – IP), que é capaz de determinar as características de resistividade elétrica em subsuperfície, do mesmo modo que o método de resistividade elétrica de corrente contínua. Entretanto, este método é capaz de determinar no sinal geofísico as contribuições vindas dos poros preenchidos por fluidos e das interfaces fluido-grão, medindo a parte real e parte imaginária da condutividade elétrica. Deste modo, o método IP tem sido usado para determinar relações petrofísicas com a permeabilidade hidráulica (Knigh; Nur, 1987; Purvance; Andricevic, 2000; Slater, 2006).

Ainda dentre os métodos de eletrorresistividade há o denominado Potencial Espontâneo (Spontaneous Potential – SP), que é um método que se baseia no campo geoeletrico natural e que mede os potenciais elétricos gerados por processos eletrocinéticos naturais (Revil; Pezard, 1999). Este método é usado para monitorar os processos hidrogeológicos, tais como propriedades hidráulicas, direção de fluxo de água subterrânea e circulação hidrotermal.

- **Métodos Eletromagnéticos**

De Investigação Rasa - Se uma corrente alternada é aplicada a uma bobina, então um campo EM da mesma frequência é produzido e se propaga em várias direções. A onda EM que se propaga contém componentes (ou vetores) em ângulos retos entre si e formam um plano perpendicular à direção de propagação. As configurações de bobinas empregadas em prospecção EM são as seguintes: duas espiras coaxiais verticais; duas espiras coplanares horizontais; duas espiras coplanares verticais; e espiras em posições axiais não acopladas. Os sistemas EM não requerem conexões com o solo e podem ser usados a bordo de aviões ou helicópteros permitindo extensos perfis no solo, que podem ser cobertos com rapidez. Isto é uma vantagem sobre as distintas técnicas de mapeamento de condutividade, outra é a variação na profundidade de investigação.

Os primeiros sistemas EM desenvolvidos medem a magnitude e direção do campo resultante. Estes sistemas são denominados de medida do "*Dip angle*" (ângulo de mergulho). O sistema espira ("loop") vertical e o sistema "*Very Low Frequency*" (VLF) caem nesta categoria.

Os sistemas desenvolvidos posteriormente medem a intensidade da fase, e caem nesta categoria os sistemas espira ("loop") horizontal ou método Slingram e os sistemas Turam.

Levando-se em conta todos os métodos EM estes podem ser classificados como: VLF e método "loop" vertical ("*Dip angle*"); Slingram ("*loop horizontal*"); Turam (fonte fixa); EM Transiente (TEM) ou Transiente no domínio do tempo (TDEM); MT (fontes naturais); CSMT (fonte controlada); EM diversos a bordo de aeronaves, no domínio da frequência e do tempo; e GPR (fonte controlada de altíssima frequência).

O Método Eletromagnético EM-LIN ("*Low Induction Number*") que utiliza o Sistema EM-34 é uma ferramenta de reconhecimento rápido para mapeamento estrutural. Trata-se de um sistema equivalente ao Slingram (HLEM), porém com a diferença que o instrumento emprega também a configuração de dipolos verticais (VLEM) e possibilita a leitura direta da condutividade (McNeil, 1980, 1990a,b). Este método tem se mostrado efetivo para mapear falhas e zonas de cisalhamento para exploração de água subterrânea e para localizar a interface em problemas de intrusão salina em aquíferos de regiões costeiras (Carrasquila *et al.*, 1999; Lima; Ulugergerli, 2005). É uma técnica que vem sendo amplamente empregada em todos os aspectos de exploração de água subterrânea e de mapeamento de contaminação desta.

O método eletromagnético transiente (TEM) ou eletromagnético no Domínio do Tempo é largamente usado em hidrogeologia, meio ambiente e investigações geotécnicas para mapear os aquíferos. Servem para localizar áreas seguras para depósitos sanitários, mapeamento de poluentes em subsuperfície, detecção de cavidades, investigação de deslizamento, detecção de tambores de plástico contendo fluidos condutivos e de objetos e artefatos metálicos enterrados. Podem ser realizadas diversas configurações em levantamentos TEM, as três mais comuns são: a configuração "*coincident-loop*", que usa a mesma espira ("*loop*") para transmitir e receber; o "*central-loop*" usa um receptor multi-espira pequeno; e uma terceira configuração que consiste de um "*loop*" grande que transmite para um receptor móvel. As configurações "*coincident*" e "*central*" são as mais indicadas, por suas razões sinal-ruído serem maiores (Eaton; Hohmann, 1987; Wilt *et al.*, 1987; Meju *et al.* 1999; Lima, 2000).

O Método VLF se utiliza de transmissões militares de comunicação de alta-potência, na faixa de 15 kHz a 25 kHz, como sinais primários. O termo "*Very Low Frequency*" (VLF) foi proposto por engenheiros de rádio e este método permite que o levantamento geofísico seja realizado sem a necessidade de transmissores locais. O método VLF é frequentemente usado para estimar as localizações de condutores geológicos em subsuperfície. O equipamento é leve e pode ser carregado por uma pessoa, o que implica em ser um método de extrema rapidez de levantamento. O método VLF é mais indicado para mapear contatos quase verticais e fraturas e/ou falhas.

Desde meados da década de 1980 que o Georadar (GPR) tem se tornado bastante popular, particularmente na aplicação em estudos do meio ambiente. Permite a detecção de pequenas estruturas, objetos, nível d'água em poucas profundidades, mas com um alto nível de detalhamento. É, portanto, um método recomendado na determinação de zonas saturadas em aquíferos rasos em alta resolução (Annan, 2009). O método GPR tem sido usado em estudos hidrogeológicos (Knight, 2001) e de contaminação de aquíferos rasos.

- **Método Ressonância Magnética Nuclear (NMR)**

O NMR é um método geofísico eletromagnético usado para investigar diretamente reservas de águas subterrâneas, bem como o fluxo de água subterrânea e parâmetros estruturais

dos poros, que controlam a permeabilidade hidráulica. O fundamento do método se baseia na excitação dos prótons de hidrogênio da água sob um campo eletromagnético externo, transmitido a uma frequência de ressonância dos prótons. O método NMR é considerado um indicador direto de ocorrência de água e das propriedades do solo (Yaramanci *et al.*, 2005).

- **Métodos Eletromagnéticos de Investigação Profunda**

Método Magnetotélúrico – MT - É um método de Indução Eletromagnética de fonte natural conhecido como MT. O uso integrado e inversão conjunta dos métodos SEV/MT permitem uma melhor definição das camadas geelétricas obtidas por inversão e um alcance de profundidade de investigação bem maior, permitindo caracterizar estruturas a uma profundidade de até 20 km, em bacias sedimentares (Lima, 2000). Desta maneira, obtém-se um modelo que descreve as estruturas verticais e horizontais, como também a profundidade do embasamento cristalino da bacia.

- **Método Controlled Source Audio-Frequency Magnetotelluric (CSAMT)**

O método CSAMT é uma técnica de sondagem eletromagnética no domínio da frequência, que opera na faixa de 10 Hz a 10 KHz, correspondente a do método Áudio-Frequência Magnetotélúrico (AMT), que para obter dados com qualidade na faixa morta áudio-magnetotélúrica (1 KHz – 3 KHz) emprega um sistema de fonte controlada (Kenneth; Larry, 1991).

- **Magnetometria**

O objetivo dos levantamentos magnéticos é o de investigar a geologia subsuperficial com base nas anomalias do campo magnético da Terra, resultantes das propriedades magnéticas dos materiais do subsolo. Apesar de que a maioria dos minerais que formam as rochas não é magnética, alguns tipos de rochas (ou materiais) contêm suficientes minerais magnéticos para produzirem anomalias magnéticas significativas (Telford *et al.*, 1976).

- **Gravimetria**

Os levantamentos gravimétricos são baseados em medidas das variações do campo gravimétrico da Terra que, por sua vez, são provocadas por diferenças de densidade entre as rochas subsuperficiais. Neste contexto, os levantamentos gravimétricos são usados no estudo da delimitação de bacias sedimentares, com uma relação estreita aos problemas de hidrogeologia (Telford *et al.*, 1976).

- **Métodos Sísmicos**

Os métodos sísmicos de refração e reflexão têm sido usados para fornecer informações complementares, tanto estruturais quando do pacote sedimentar, relacionadas com sistemas de aquíferos. Estes métodos foram desenvolvidos para mapear reservatórios de petróleo e gás, contudo podem ser usados como uma técnica de mapeamento de alta resolução de aquíferos profundos (Bertoni *et al.*, 2020). Em termos de hidrogeologia, este método permite mapear o nível hidrostático e localizar interfaces com acentuados contrastes acústicos, como por exemplo,

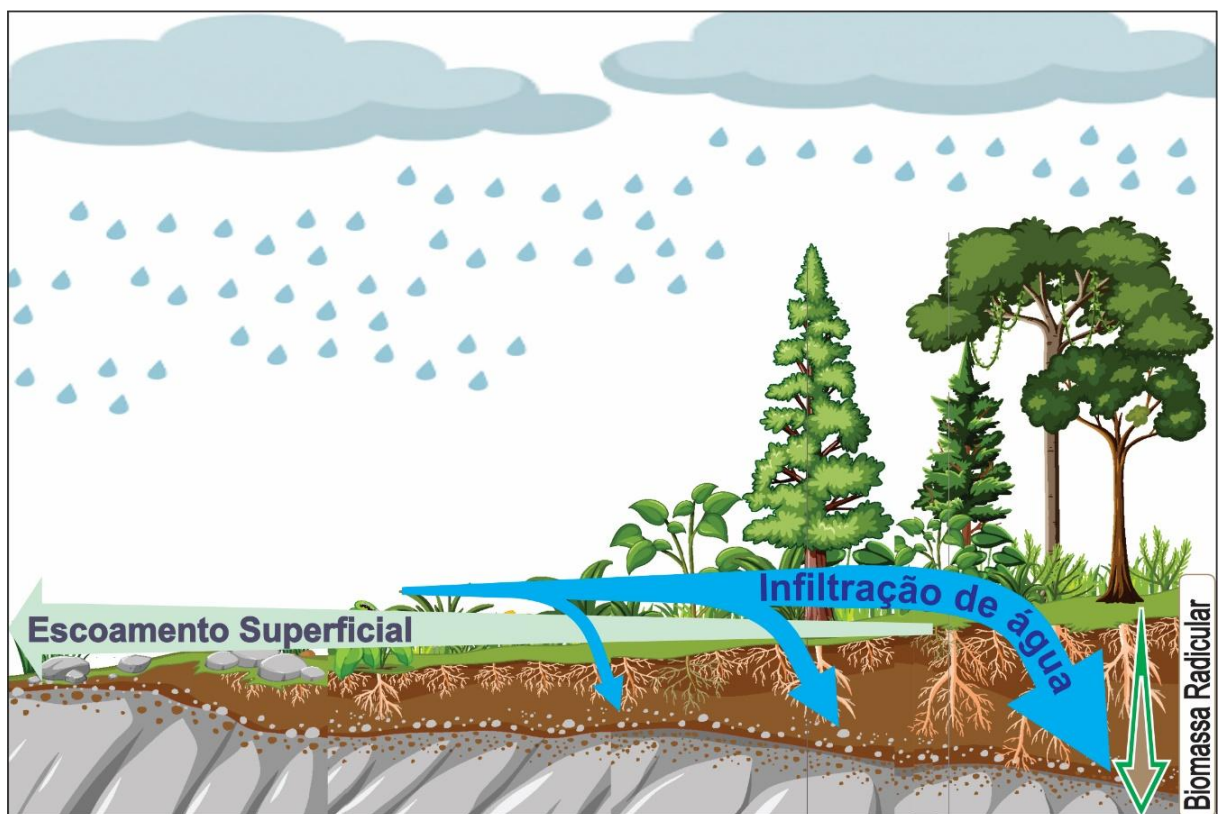
a interface solo-embasamento alterada ou sedimento-embasamento alterado. As mudanças de velocidade estão relacionadas com as litologias, porosidade, conteúdo de fluido e mudanças na pressão (Rubin *et al.*, 1992). A aplicação dos métodos sísmicos em problemas de hidrogeologia tem como foco o mapeamento do embasamento, delineamento das unidades confinantes, estratigrafia, identificação de falhas geológicas, caracterização de ambientes cársticos, mapeamento de deslizamentos, determinação do grau de saturação e profundidade do nível hidrostático (Rubin *et al.*, 1992).

9.2.4 Função Hidrológica das Florestas Nativas e Plantadas na Recarga Aquífera

A relação entre a cobertura florestal e a disponibilidade de águas subterrâneas tem sido objeto de crescente atenção científica nas últimas décadas. As florestas, ao atuarem como reguladoras do ciclo hidrológico, desempenham funções essenciais na infiltração da água, recarga de aquíferos e manutenção da qualidade hídrica.

O sistema radicular das espécies arbóreas influencia diretamente a capacidade do solo de absorver e conduzir água até os lençóis freáticos (Figura 10-4). Espécies com raízes profundas, promovem maior percolação de água em profundidade no perfil do solo, enquanto as raízes superficiais contribuem para a estruturação do solo, com maior quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente maior capacidade de reter água.

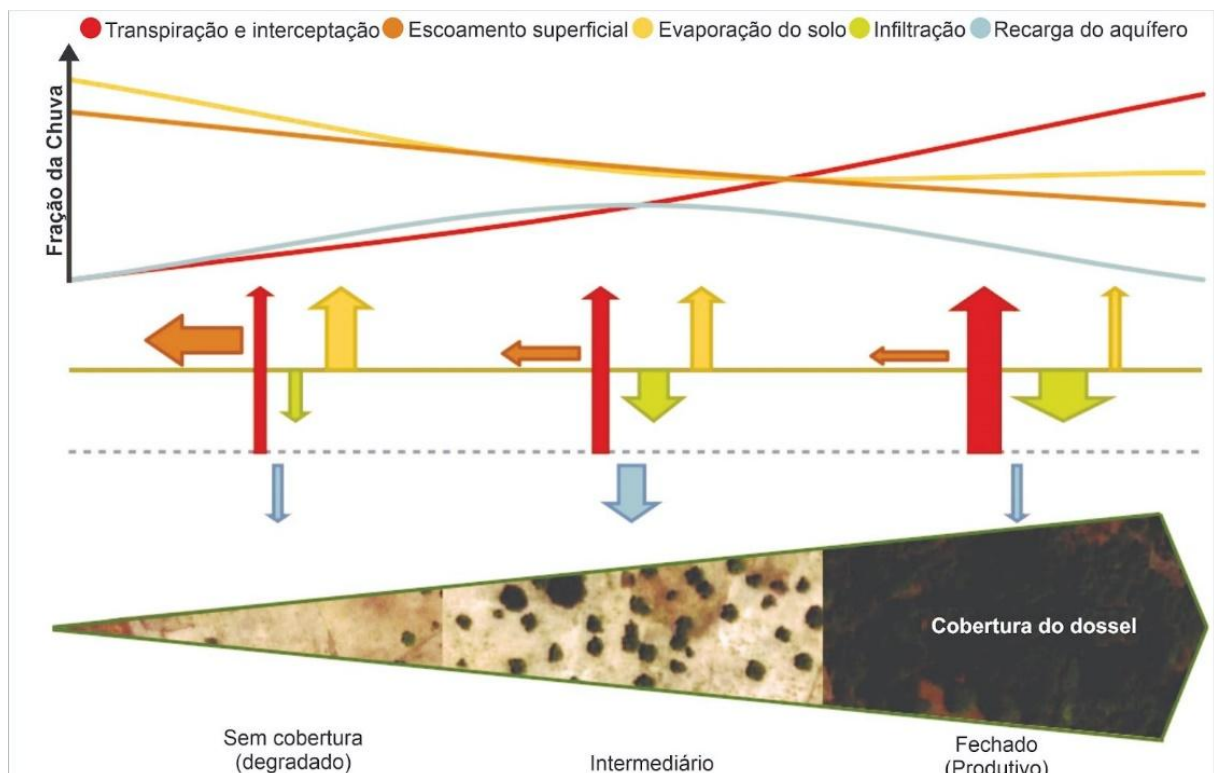
Figura 9-4. Modelo didático da relação entre cobertura florestal e capacidade de infiltração de água no solo.



Fonte: Elaborado por Lopes (2025).

Segundo Ilstedt *et al.* (2016), solos sob florestas tropicais maduras na África, apresentaram taxas de infiltração de até 60 mm h^{-1} , enquanto solos de pastagens degradadas não superaram 10 mm h^{-1} , evidenciando o papel das árvores na melhoria da infiltração. A figura 9-5 apresenta um conceito central do estudo sobre o equilíbrio do recarregamento do lençol freático em áreas com cobertura arbórea intermediária. A figura mostra que, sem árvores, o escoamento superficial e a evaporação do solo são altos, resultando em baixo recarregamento de água subterrânea, mesmo com baixa transpiração. Por outro lado, em florestas densas, embora o escoamento e a evaporação sejam baixos, a transpiração e interceptação de água pelas árvores são altas, o que também reduz o recarregamento subterrâneo. O ponto ideal ocorre com uma cobertura arbórea intermediária, onde a combinação de baixa evaporação, escoamento e transpiração leva ao máximo recarregamento de água subterrânea. Isso sugere que uma cobertura moderada de árvores é a mais eficaz para maximizar a recarga do lençol freático em regiões tropicais secas.

Figura 9-5. Variação dos componentes do balanço hídrico em função do grau de cobertura do dossel florestal.



Fonte: Ilstedt *et al.* (2016).

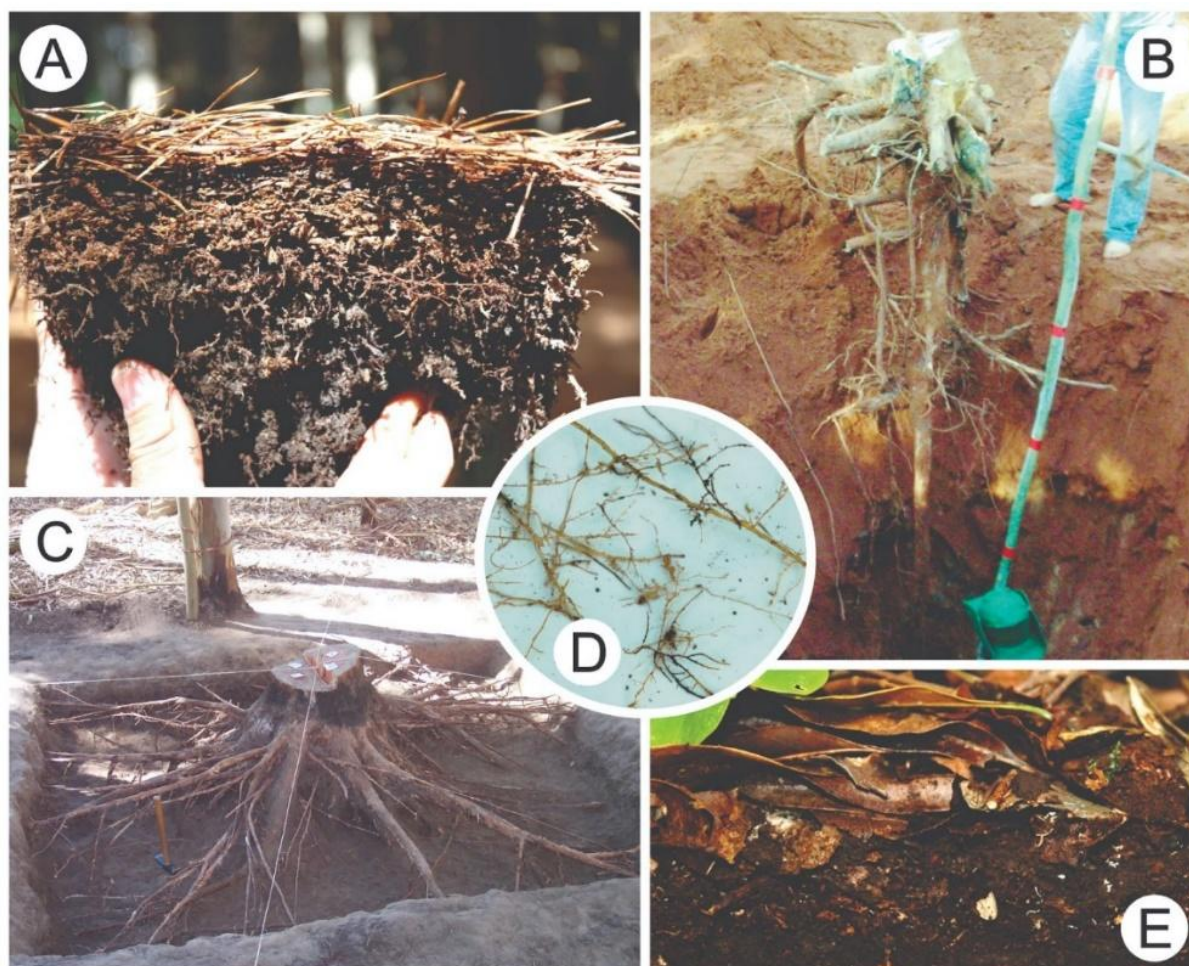
Além disso, a diversidade de espécies florestais contribui para uma arquitetura radicular variada e complementar, criando canais preferenciais para a infiltração de água (Bargués-Tobella *et al.*, 2020). Essa condição é difícil de replicar em ambientes antropizados com uso intensivo da terra.

A contribuição das florestas para a recarga de aquíferos varia conforme o tipo de vegetação. Em florestas nativas, os solos são mais estruturados e ricos em matéria orgânica, o que aumenta sua capacidade de infiltração e retenção hídrica. A cobertura florestal exerce

influência direta na infiltração de água no solo, áreas com maior proporção de floresta apresentam maiores taxas de infiltração acumulada e condutividade hidráulica, favorecendo o reabastecimento de aquíferos rasos (Mendonça *et al.*, 2009)

Esse efeito está intimamente ligado à distribuição e morfologia dos sistemas radiculares, conforme ilustrado na Figura 9-6, que apresenta diferentes formas de enraizamento e interações com o solo e a serapilheira em formações florestais nativas e plantadas.

Figura 9-6. Aspectos da distribuição e morfologia do sistema radicular em diferentes profundidades e contextos do solo florestal. A) Perfil superficial do solo com camadas de serapilheira em diferentes estágios de decomposição e raízes finas, em plantio de *Pinus taeda* aos 18 anos em Cambará do Sul, RS; B) Sistema radicular profundo exposto, em perfil de solo em *Eucalyptus* sp. em Rosário do Sul, RS; C) Escavação e Mapeamento de raízes laterais de *Eucalyptus* sp. em Rosário do Sul, RS; D) Raízes finas de *Pinus taeda* observadas em laboratório; E) Acúmulo de serapilheira com raízes superficiais e material orgânico diverso em decomposição.



Fonte: Elaborado por Lopes e Schumacher (2025).

Já em plantações florestais, embora haja controvérsias, estudos mostram que o impacto hidrológico depende do manejo, da espécie utilizada e da densidade de plantio. Plantações densas e sem manejo adequado podem levar à redução da vazão de base dos cursos d'água e à competição por água em aquíferos pouco profundos, sendo fundamental o uso de diagnósticos hidrogeológicos prévios para orientar seu uso.

As florestas reduzem o impacto direto da chuva no solo, diminuindo a compactação superficial e favorecendo a infiltração. Em ambientes florestais, parte da água interceptada pelo dossel é redistribuída pelo tronco ou atinge o solo de maneira mais suave, contribuindo para menor escoamento superficial (Levia; Frost, 2006). A quantificação da interceptação geralmente é realizada a partir da partição da chuva precipitada em precipitação interna (Pi), escoamento pelo tronco (Et) e interceptação total (I). Compreender a magnitude da interceptação é essencial para a modelagem dos processos hidrológicos e para a calibragem de modelos, que podem superestimar ou subestimar os volumes interceptados pela vegetação (Sari; Dias de Paiva; Dias de Paiva, 2016).

Ao mesmo tempo, a evapotranspiração elevada nas florestas e plantações pode reduzir a disponibilidade de água no solo. Um estudo realizado no sudeste do Brasil mostrou que, após a substituição do pasto por *Eucalyptus*, em uma densidade média de plantio de 1.334 árvores por hectare, a recarga de água subterrânea diminuiu de forma significativa, passando de 407 mm/ano (27% da precipitação média) durante o período de pastagem para cerca de 194 mm/ano (13% da precipitação média) sob plantio de *Eucalyptus*. Essa redução é atribuída ao aumento da evapotranspiração, já que essas árvores usam mais água, o que reduz a quantidade de água que infiltra no solo e recarrega o aquífero. Portanto, a mudança no uso da terra de pasto para plantios densos de espécies florestais de rápido crescimento pode comprometer os recursos hídricos locais, especialmente ao diminuir a recarga de água subterrânea responsável por sustentar os níveis dos aquíferos (Mattos *et al.*, 2019).

Além de favorecer a recarga hídrica, as florestas atuam como filtros naturais, retendo sedimentos e contaminantes antes que alcancem os aquíferos. A vegetação nativa exerce um papel fundamental na proteção das zonas de recarga, contribuindo para a mitigação da contaminação por nitratos, metais pesados e patógenos (Scanlon *et al.*, 2007), além de auxiliar na estabilização do pH da água da chuva (Lopes, 2013).

Entre os principais mecanismos que promovem a transferência de nutrientes da biomassa arbórea para o solo, destacam-se: a deposição de serapilheira, a lavagem das superfícies vegetais pela precipitação pluviométrica, que remove substâncias minerais e orgânicas da parte aérea, e a decomposição da biomassa morta, incluindo folhas, galhos e raízes. Esses processos influenciam diretamente a dinâmica de nutrientes em ecossistemas florestais, como demonstrado na Tabela 9-1, que apresenta os fluxos de nutrientes associados à precipitação pluviométrica, precipitação interna, escoamento pelo tronco e deposição seca em diferentes regiões e tipos de vegetação.

Tabela 9-1. Fluxo de nutrientes na precipitação pluviométrica (P), precipitação interna (Pi), escoamento pelo tronco (Et) e deposição seca (DS), em diferentes lugares e tipos de vegetação.

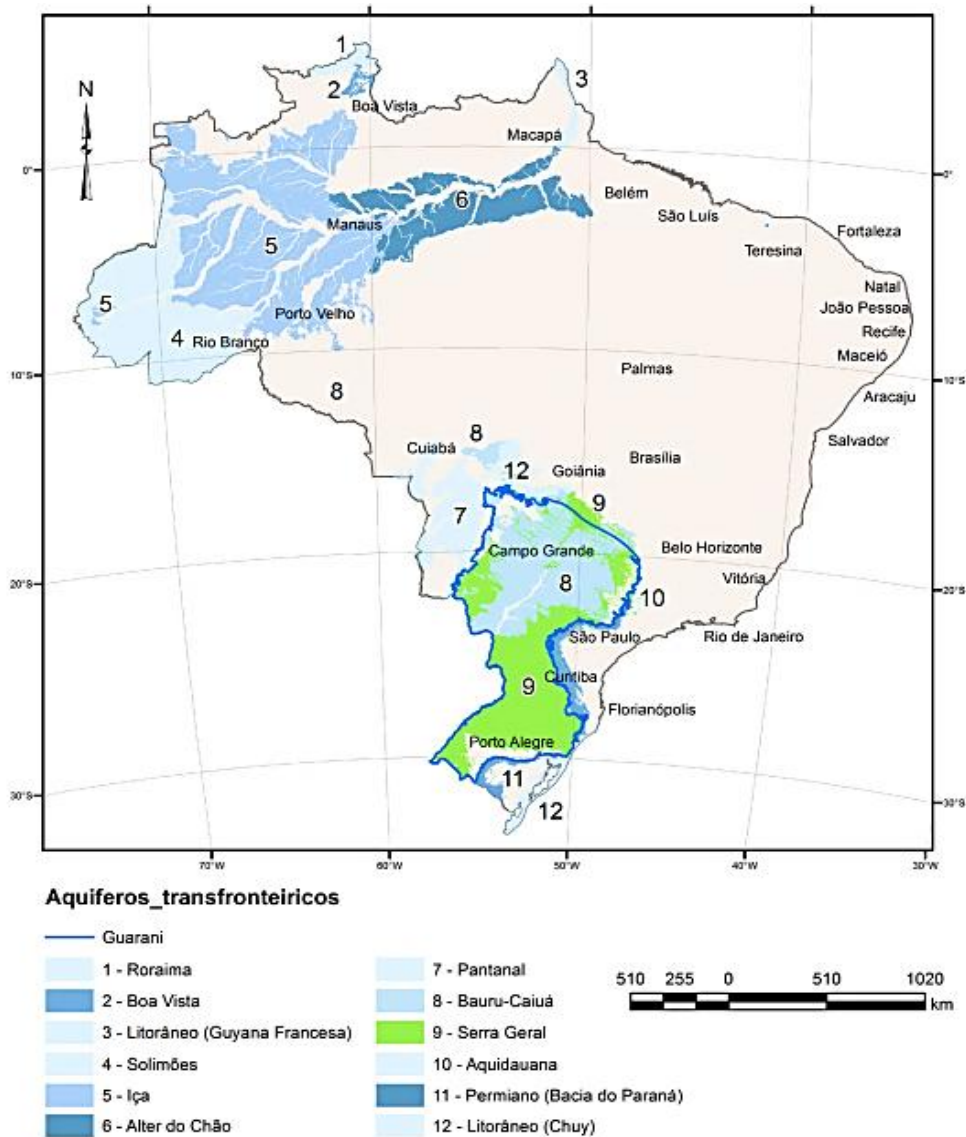
Autor e Local	Tipo de vegetação	Tipo de fluxo	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
			N	P	K	Ca	Mg	Na
Caldato (2011), Argentina	<i>Pinus taeda</i>	P	5,7	2,2	3,8	9,5	2,7	4
		Pi	5,5	3,3	54	11	10	4
		Et	0,5	0,3	3,9	0,7	0,1	0,3
Corrêa (2011), Alegrete-RS, Brasil	<i>Eucalyptus dunnii</i>	P	5,2	0,4	0,8	3,4	1	1,4
		Pi	5,3	0,5	7,5	5,3	2	3,1
		Et	0,1	0	0,7	0,5	0,2	0,2
Schumacher <i>et al.</i> (2009), Quedas do Iguaçu-PR, Brasil	<i>Pinus taeda</i>	P	4,4	1,4	14	4,6	1,8	32
	<i>Pinus taeda</i>	Pi	6,2	0,9	34	2,6	1,5	24
	Nativa	Pi	10	17	88	18	13	52
Calil (2008), Candiota-RS, Brasil	<i>Eucalyptus</i>	P	19	7	18	5,6	2	39
Oki, (2002), São Paulo-SP, Brasil	<i>Pinus taeda</i>	P	3,9	0,3	8,6	19	1,8	-
	Savana aberta	P	1,3	0	2,2	0,8	1,3	-
** Dezzeo e Chacón (2006), Venezuela	Floresta alta	Pi	0,6	0,2	36	5,7	4,8	-
	Floresta alta	Et	0,1	0	7,8	1,2	0,6	-
** Laclau <i>et al.</i> (2005), Congo	Savana	P	4,8	0,3	2,7	3,3	1,4	-
	<i>Eucalyptus</i>	DS	6,5	0,3	3,8	4,5	1,8	-
** Liu, Fox e Xu (2002), China	Floresta subtropical úmida	P	11	1,3	3	8	3,2	1,7
		Pi	12	1,5	33	15	8	2,2
**Lima (1985), Brasil.	<i>Pinus oocarpa</i>	Pi	-	-	14	3,3	1,7	0
	<i>Pinus caribaea</i>	Pi	-	-	19	5,8	1,6	0,8
	Cerradão	Pi	-	-	68	6,8	7,1	0
**Westman (1978), Australia.	<i>Eucalyptus</i>	P	60	0,2	3,4	3,2	5,9	50
		Pi	35	-	8,5	14	7,2	44
		Et	0,8	-	0,9	0,8	1,1	8,1

Fonte: Extraído de Lopes (2013).

9.3 GOVERNANÇA E POLÍTICAS GLOBAIS

A Organização das Nações Unidas (ONU) tem reforçado a importância das águas subterrâneas em agendas internacionais, como no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6 - Água Limpa e Saneamento). Em 2022, o tema do Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos foi dedicado às águas subterrâneas, destacando a necessidade de cooperação transfronteiriça (Figura 9-7) para gestão de aquíferos compartilhados (UNESCO, 2022), porém cabe ressaltar que os aquíferos não são contínuos, pois podem ser descontínuos por cimentação dos poros em aquíferos porosos ou por falhas responsáveis por deslocamentos de blocos.

Figura 9-7. Aquíferos Transfronteiriços do Brasil.



Fonte: UNESCO, 2007

Além disso, a Associação Internacional de Hidrogeólogos (IAH) tem desenvolvido diretrizes para a proteção de aquíferos contra contaminação, com ênfase em áreas de recarga (IMIG, 2022).

9.4 PESQUISAS NO BRASIL: DA ESCALA NACIONAL AO SEMIÁRIDO

O Brasil, detentor de cerca de 12% das reservas hídricas doces superficiais da Terra, possui também expressivos sistemas aquíferos que vêm sendo alvo de pesquisas cada vez mais sofisticadas. Estudos recentes demonstram que as águas subterrâneas respondem por aproximadamente 15% do abastecimento urbano nacional, podendo chegar a 70% em municípios do semiárido (Brasil, 2022). Esta seção aborda os principais avanços científicos e tecnológicos no estudo dos aquíferos brasileiros.

9.4.1 Mapeamento e Caracterização de Sistemas Aquíferos

O Projeto Sistema Aquífero Grande Amazônia (SAGA), conduzido pela CPRM (2015), revelou a existência de um dos maiores sistemas aquíferos do mundo, com área estimada em 1,3 milhão de km² e volume de água superior a 162.000 km³. Este aquífero, situado nas bacias sedimentares do Amazonas e Solimões, apresenta características únicas de qualidade e reserva (Feitosa *et al.*, 2008).

No âmbito do Aquífero Guarani, pesquisas multidisciplinares utilizando isótopos ambientais ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$ e ^3H) têm permitido entender seus mecanismos de recarga nas diferentes áreas de ocorrência (Batista, 2019). Resultados indicam taxas de recarga variando entre 50 mm/ano no Rio Grande do Sul até 300 mm/ano em Mato Grosso do Sul (Kirchheim *et al.*, 2019).

9.4.2 Inovações Tecnológicas no Semiárido Brasileiro

A região semiárida tem sido palco de importantes avanços tecnológicos:

1. Sistema ASR (*Aquifer Storage and Recovery*): Implantado no Ceará, permite armazenar águas superficiais excedentes no período chuvoso para uso na estação seca (Granziera; Granziera, 2015);
2. Poços inteligentes: Equipados com sensores IoT para monitoramento em tempo real de vazão e qualidade (Azevedo, 2018); e,
3. Técnicas de dessalinização solar: Desenvolvidas pelo Instituto Nacional do Semiárido (INSA), com eficiência comprovada de 85% na remoção de sais (Silva *et al.*, 2024).

9.4.3 Contaminação e Proteção de Aquíferos

Estudos recentes alertam para:

1. Contaminação por nitratos: Pesquisas na Bacia do Rio Piracicaba (SP) detectaram concentrações até quatro vezes acima do limite da OMS em áreas de cultivo intensivo (Kirchheim *et al.*, 2019);
2. Contaminantes emergentes: Detectados no Aquífero Bauru (SP), incluindo fármacos e produtos de cuidado pessoal (Almeida *et al.*, 2023); e,
3. Vulnerabilidade: Mapeamento hidrogeoquímico aplicado aos Sistemas Aquíferos Guarani e Serra Geral demonstrou necessidade de consistência de dados do Banco de Dados do SIAGAS, na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS (Hansen *et al.*, 2024).

9.4.4 Marco Legal e Gestão Integrada

O novo Marco Legal do Saneamento (Lei 14.026/2020) trouxe avanços significativos:

1. Exigência de planos municipais de saneamento incluindo águas subterrâneas;
2. Criação do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS); e,
3. Diretrizes para outorga de poços baseadas em critérios técnicos (ANA, 2023).

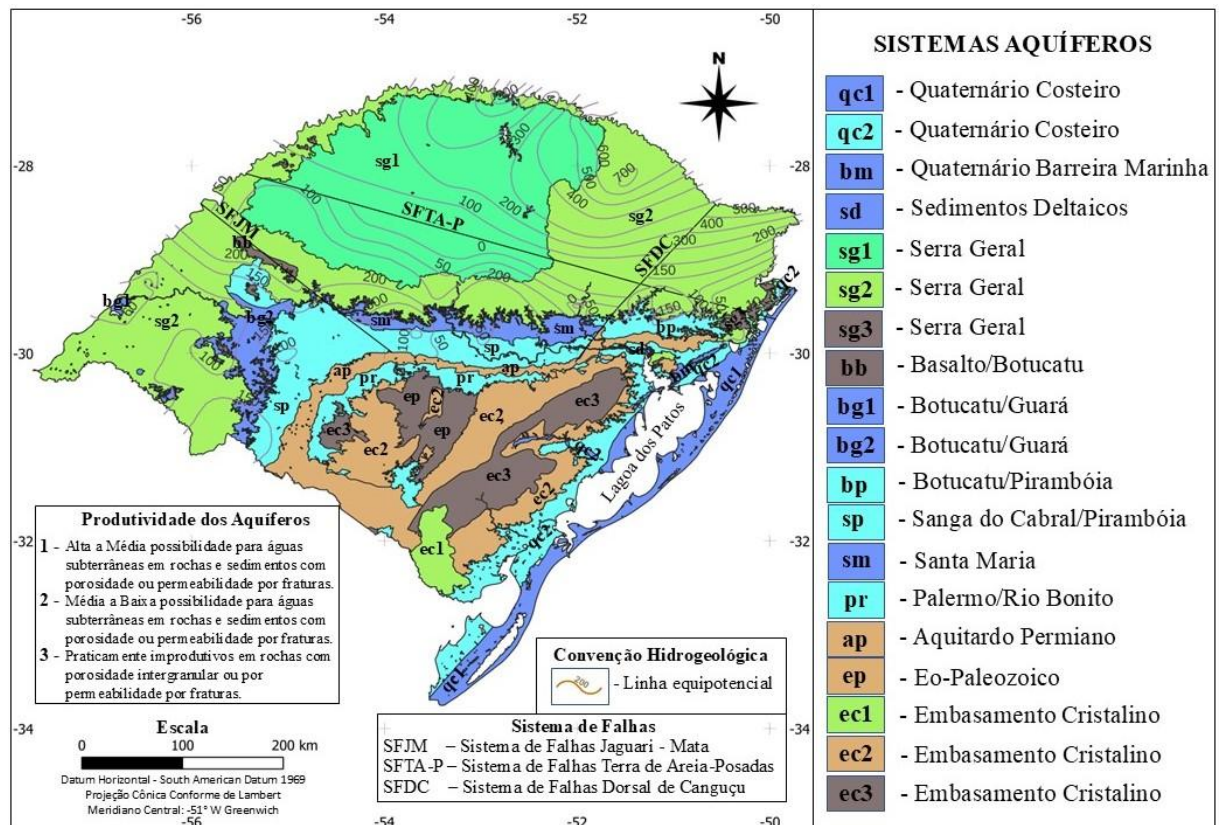
9.5 RIO GRANDE DO SUL EM DESTAQUE: AVANÇOS E DESAFIOS NA PESQUISA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

9.5.1 Caracterização Hidrogeológica do Estado

O Rio Grande do Sul possui um dos sistemas aquíferos mais estudados do país (Figura 9-8), com destaque para:

1. Sistema Aquífero Guarani (SAG): Na porção Oeste do estado, com espessuras que variam de 200 a 800 metros e produtividade média de $30 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (Hausmann, 1965). Estudos isotópicos ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) revelam tempo de residência da água entre 100-1.000 anos nas zonas mais profundas (Batista, 2019); e,
2. Aquífero Serra Geral: Formação vulcânica que abastece 46% dos municípios gaúchos, com vazões médias de $10\text{-}15 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Pesquisas recentes identificaram zonas de recarga preferencial nos divisores de água da Serra Gaúcha (Mancuso; Santos, 2021).

Figura 9-8. Mapa hidrogeológico do RS com principais sistemas aquíferos.



Fonte: Elaborado pelos autores, modificado de CPRM, 2023.

9.5.2 Inovações no Monitoramento

O estado se destaca nacionalmente em tecnologias de gestão:

1. Rede Integrada de Monitoramento:
 - a. 156 poços monitorados em tempo real;
 - b. Transmissão de dados via IoT a cada 6 horas; e,
 - c. Alertas automáticos para variações de nível dos rios.
2. Modelagem Numérica Avançada: Uso do código em *software* específicos para simular cenários de exploração; e,
3. Acoplamento com modelos climáticos regionais.

9.5.3 Contaminação e Pressões Antrópicas

Principais desafios identificados:

Agrotóxicos em aquíferos superficiais:

- Detecção de princípios ativos acima do limite máximo permitido; e,
- Atrazina e 2,4-D com maior persistência.

Intrusão salina:

- Avanço da cunha salina (km ano^{-1}); e,
- Monitoramento com sondagem elétrica vertical.

Urbanização desordenada:

- Redução na recarga de regiões metropolitanas.

9.5.4 Pesquisas Emergentes

Linhas de investigação inovadoras:

Hidrogeologia Isotópica

- Uso de Kr^{81} para datar águas antigas (>10.000 anos) no SAG.

Remediação Natural Monitorada

- Projeto piloto usando barreiras reativas (Santos *et al.*, 2025).

Mudanças Climáticas

- Projeção de redução de 15-20% na recarga até 2050.

9.6 CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS

9.6.1 Gestão Sustentável das Águas Subterrâneas

Os avanços nas pesquisas sobre águas subterrâneas, tanto em escala global quanto no contexto brasileiro e gaúcho, demonstram a crescente importância desse recurso estratégico para a segurança hídrica. Contudo, os desafios permanecem complexos e exigem abordagens interdisciplinares e políticas públicas baseadas em evidências científicas.

As principais conclusões que em escala global as tecnologias como o GRACE e técnicas de recarga gerenciada (MAR) revolucionaram o monitoramento e a gestão de aquíferos, especialmente em regiões críticas como o Oriente Médio e o sul da Ásia. A geologia e geofísica avançada (ERT, GPR) e a inteligência artificial estão permitindo diagnósticos mais precisos de contaminação e subsídios para políticas de proteção.

Com relação ao Brasil o Aquífero Guarani e o Sistema Aquífero Grande Amazônia (SAGA) destacam-se como reservas estratégicas, mas enfrentam riscos de superexploração e contaminação por atividades urbanas, agrícolas e industriais. O semiárido brasileiro tem sido laboratório para soluções inovadoras, como poços inteligentes e dessalinização solar, que podem ser replicadas em outras regiões áridas.

No Rio Grande do Sul o SIGAS-RS, o SIAGAS e a modelagem numérica (MODFLOW 6) colocam o estado na vanguarda da gestão de águas subterrâneas no país. Contaminações por agrotóxicos e intrusão salina exigem ações urgentes de fiscalização e remediação.

As perspectivas futuras para garantir a sustentabilidade dos aquíferos, são necessárias inovações tecnológicas como a expansão de redes de monitoramento em tempo real com IoT e desenvolvimento ou aquisição de sensores de baixo custo. Uso de modelos preditivos acoplados a cenários climáticos para antecipar crises hídricas. Aplicação de técnicas de remediação avançada, como biorreatores e barreiras permeáveis reativas.

Outro aspecto importante é o fortalecimento de Políticas Públicas com a implementação efetiva do Plano Nacional de Segurança Hídrica, com metas claras para proteção de aquíferos. Regulamentação mais rígida para outorga de poços e controle de contaminantes emergentes. Incentivo a programas de pagamento por serviços ambientais (PSA) para proteger zonas de recarga.

Para implementação são necessários investimentos robustos em pesquisas prioritárias como de hidrogeologia isotópica para entender melhor os fluxos subterrâneos em longas escalas temporais. Impactos das mudanças climáticas na recarga de aquíferos, com foco no Rio Grande do Sul. Soluções baseadas na Natureza (SbN), como infiltração urbana sustentável, para reduzir a impermeabilização do solo.

9.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas subterrâneas são um patrimônio invisível, mas essencial para o desenvolvimento socioeconômico e a resiliência climática. Enquanto os avanços científicos têm proporcionado ferramentas poderosas para sua gestão, a implementação de políticas eficazes e a conscientização pública continuam sendo os maiores desafios. O caminho à frente exige cooperação internacional para aquíferos transfronteiriços (como o Guarani), integração entre universidades, governo e setor privado para financiar pesquisas aplicadas e educação ambiental para promover o uso racional desse recurso finito.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. C.; MARTINS, T. Á.; OLIVEIRA, T. F. de. Review of the current Brazilian and world scenarios in the face of pathogens and contaminants of emerging concern. **Sustainable Water Resources Management**, v. 9, n. 104, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40899-023-00867-6>. Acesso em: 10 jul. 2025.
- ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Atlas Águas**. Brasília, 2021. Disponível em: <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=9533a92615b84880b6a7263b6568708b>. Acesso em: 03 mai. 2025.
- ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). **Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos**. Brasília, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/outorga-dos-direitos-de-uso-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 13 mai. 2025.
- ANNAN, A. P. **Ground Penetrating Radar Theory and Applications**. ed. Harry M. Jol, 2009. 545 p.
- AUKEN, E.; PELLERIN, L.; CHRISTIANSEN, A. V.; SORENSEN, K. A survey of current trends in near-surface electrical and electromagnetic methods. **Geophysics**, 71, 5, 2006. p. G249-G260.
- AZEVEDO, V.; MACIEL, A.; GAMA, K. Solução IoT de Monitoramento de Poços para Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Revista de Engenharia e Pesquisa Aplicada**, v. 3, n. 3, 30 ago. 2018.
- BATISTA, L. V. Desvendando a movimentação da água em área de recarga do Sistema Aquífero Guarani (SAG), utilizando análise hidrológica e traçadores isotópicos. **Tese (Doutorado)**, UNESP, 2019.
- BARGUÉS-TOBELLA, A. *et al.* Trees in African drylands can promote deep soil and groundwater recharge in a future climate with more intense rainfall. **Land Degradation; Development**, v. 31, p. 81–95, 2020. <https://doi.org/10.1002/ldr.3430>.
- BERTONI, C.; LOFI, J.; MICALLEF, A.; MOE, H. Seismic Reflection Methods in Offshore Groundwater Research. **Geosciences**, 10(8), 299, 2020. <https://doi.org/10.3390/geosciences10080299>.
- BRASIL. **Lei nº 14.026/2020 – Novo Marco do Saneamento Básico**. Diário Oficial da União, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm#. Acesso em: 28 abr.2025.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Diagnóstico Temático: Serviços de Água e Esgoto - 2022**. Brasília: MDR, 2022. 108 p. Disponível em: <https://www.capacidades.gov.br/capaciteca/diagnostico-tematico-servicos-de-agua-e-esgoto-visao-geral-ano-de-referencia-2022>. Acesso em: 15 abr. 2025.
- CARRASQUILA, A. A. G.; FONTES, S. L.; LIMA, J. P. R.; LATERRA, E. F.; GERMANO, C. R., METELO, M. Geoelectrical and Magnetic Profiling for Fracture-Zone Aquifers in a Crystalline Basement Terrain in Piauí State, Northeast Brazil. **In: 5th International Congress of the Brazilian Geophysical Society, Expanded Abstracts**, v. II, 1997. p. 441-444.
- CORRÊA, I. C. S. **Mudanças climáticas: impacto, mitigação e adaptação**. / Iran Carlos Stalliviere Corrêa - Porto Alegre: CECO/PGGM/IGEO/UFRGS, 2024. 177 p.
- CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul Escala: 1:750.000**. Porto Alegre, 2005.
- CPRM. (Serviço Geológico do Brasil). **Atlas Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo Escala: 1:1.000.000**. 2015.
- CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Atlas Hidrogeológico do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2023. 145 p.
- DILLON, P. *et al.* Sixty Years of Global Progress in Managed Aquifer Recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 27, 1-30, 2018.

DÖLL, P., FIEDLER, K. Global-scale modelling of groundwater recharge. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 12, 863–885, <https://doi.org/10.5194/hess-12-863-2008>, 2008.

EATON, P. A.; HOHMANN, G.W. An evaluation of electromagnetic methods in the presence of geologic noise. **Geophysics**, 52, 1987. p.1106-1126.

FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Clim. Change**, 4, 945–948, 2014. <https://doi.org/10.1038/nclimate2425>

FEITOSA, F. A. C., FILHO, J. M., FEITOSA, E. C., DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações**. 3. ed. rev e ampl. - Rio de Janeiro: CPRM – LABHID. 2008.

FITTERMAN, D.V.; STEWART, M.T. Transient electromagnetic sounding for groundwater. **Geophysics**, 51, 1986. p. 995–1005.

GLEESON, T., CUTHBERT, M., FERGUSON, G., PERRONE, D.. Sustainable Groundwater Management in the Anthropocene. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, Vol. 48:431-463, 2020. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-071719-055251>.

GRANZIERA, M. L. M.; GRANZIERA, B. M. Desafios na Gestão das Águas Subterrâneas. **Revista Águas Subterrâneas**. 2015. Recuperado de <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28330>.

HANSEN, M. A. F., FENSTERSEIFER, H. C., MOREIRA, C. A., GUADAGNIN, F., LIMA, J. P. R. Geologia e análise hidrogeoquímica das águas subterrâneas da Bacia do Rio Pardo, Sul do Brasil: um estudo de caso. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 25, n. 101, p. 152–173, 2024. <https://doi.org/10.14393/RCG2510171428>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/71428>. Acesso em: 7 maio. 2025.

HANSEN, M.A.F.; LIMA, J. P. R.; FRIES, M.; MOREIRA, C. A. Importância da Geofísica no Estudo das Águas Subterrâneas. In: Adilson Ben da Costa. (Org.). **Água & Saúde**. 1ed. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2010, v. 1, p. 49-81.

HAUSMAN, A. Esboço Hidrogeológico do Rio Grande do Sul. In: UFRGS, Centro Acad. Est. Geol, **Semana de Debates Geológicos**. 1965. p.37-71.

ILSTEDT, U. *et al.* Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. **Scientific Reports**, v. 6, p. 21930, 2016, <https://doi.org/10.1038/srep21930>.

IMIG, A.; SZABÓ, Z.; HALYTSIA, O.; VRACHIOLI, M.; KLEINERT, V.; REIN, A. A review on risk assessment in managed aquifer recharge, **Integrated Environmental Assessment and Management**, Vol. 18, Issue 6, 2022, p. 1513-1529, <https://doi.org/10.1002/ieam.4584>.

KENNETH, L. Z.; LARRY, J. H. The Controlled Source Audio-Frequency Magnetotelluric Method: In: Nabighian M.N., ed., **Electromagnetic methods in applied geophysics**, Vol. II, 1991. p. 713- 807.

KIRCHHEIM, R.E.; D. GASTMANS, D.; CHANG, H.K.; GILMORE, T.E. The use of isotopes in evolving groundwater circulation models of regional continental aquifers: the case of the Guarani Aquifer System. **Hydrol. Process.**, 33 2019, pp. 2266-2278.

KNIGHT, R. Ground penetrating radar for environmental applications. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, 29, 2001. p. 229-255.

_____; NUR, A. The dielectric constant of sandstones, 60 kHz to 4 MHz. **Geophysics**, 52, 1987. p. 664-654.

LEVIA, D. F.; FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography**, Londres, v. 30, n. 5, p. 605–632, 2006. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0309133306071145>. Acesso em: 23 jun. 2025.

LIMA, J. P. R. Investigação Geométrica da Porção Sudeste da Bacia do Parnaíba: Implicações Hidrogeológicas e Tectônicas. **Tese de Doutorado** no Instituto Observatório Nacional/CNPq. 2000.

LIMA, J. P. R. Geoelectrical characterization of the Hydrogeological System in the part west of the Potiguar Basin applying the Vertical Electric Sounding method. In: 9TH International Congress of the Brazilian Geophysical Society & Expogef, 2005, Salvador. **Expanded Abstracts of the 9th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & EXPOGEF**. Rio de Janeiro: SBGF, 2005.

LIMA, J. P. R.; FONTES, S. L. Caracterização Geométrica do Sudeste da Bacia do Parnaíba: Correspondência Litoestratigráfica e Implicações Hidrogeológicas. In: Sixth International Congress of the SBGF, Rio de Janeiro, Brasil, 15-19 de Agosto de 1999, **Underground Water Session – GG3**, SBGF307. 1999.

LIMA, J. P. R.; MAIA, L. P. Estudos Hidrológicos e Geofísicos Integrados para Avaliação do Problema de Intrusão Marinha em Aquíferos Costeiros na Região NE do Brasil. In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2004, São Luís. **Anais do VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. ABRH, 2004.

LIMA, J. P. R.; ULUGERGERLI, E. U. The use of FDEM-GCM method in environmental investigation: coastal aquifer case studies. In: 9th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & Expogef, 2005, Salvador. **Expanded Abstracts of the 9th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & EXPOGEF**. Rio de Janeiro: SBGF, 2005.

LOPES, V. G. Dinâmica nutricional em um povoamento de *Pinus taeda* L. no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. 2013. 203 f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

LOPES, V. G. Esquema ilustrativo da relação entre cobertura vegetal, infiltração de água e biomassa radicular. [Imagem digital]. Caçapava do Sul, 2025. **Arquivo pessoal**.

LOPES, V. G.; Schumacher, M. V. Aspectos da distribuição e morfologia do sistema radicular em diferentes profundidades e contextos do solo florestal. [Fotografias]. Cambará do Sul e Rosário do Sul, RS, 2025. **Arquivo pessoal**.

MAIA, L. P.; LIMA, J. P. R. Hydrogeochemical Characterization of Groundwater Saline Intrusion in the Western Shore of Ceará, North-Eastern Brazil. In: LACERDA, L. D., SANTELLI, R. E., DUURSMA, E.K., ABRAO, J.J. (Org.). **Facets of Environmental Geochemistry in Tropical and Sub-tropical Environments**. Heidelberg, 2003, v. 1, p. 277-291.

MANCUSO, M.; SANTOS, C. Avaliação hidrogeológica quali-quantitativa do aquífero fraturado Serra Geral, localizado no noroeste do Rio Grande do Sul. *Geologia USP. Série Científica*. 21. 2021, 71-88. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v21-176588>.

MAR Portal - **IGRAC**. 2004. Disponível em: <https://ggis.un-igrac.org/view/marportal/> Acesso em: 05 mai 2025).

MATTOS, Tiago Souza *et al.* Groundwater recharge decrease replacing pasture by Eucalyptus plantation. **Water**, Basel, v. 11, n. 6, p. 1–13, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/6/1213>. Acesso em: 23 jun. 2025.

McNEIL, J. D. Electromagnetic Terrain Conductivity Measurement at Low Induction Numbers. **Technical Note TN-6**, Geonics Limited, Ontario, Canada. 1980.

McNEIL, J. D. Use of Electromagnetic Methods for Groundwater Studies, In: Ward, S. H., 1990, *Geotechnical and Environmental Geophysics*, Vol. I: **Review and Tutorial**. 1990a.

McNEIL, J. D. Use of electromagnetic for groundwater studies. *Geotechnical and Environmental Geophysics. Investigations in Geophysics*, n. 5, Vol. I, Society of Exploration Geophysics, 1990b. p. 191-217.

MEJU, M. A. Environmental Geophysics: tasks ahead. **Journal of Applied Geophysics**, 44, 2000. p. 63-65.

MEJU, M. A.; FONTES, S. L.; OLIVEIRA, M. F. B.; LIMA, J. P. R.; ULUGERGERLI, E. U.; CARRASQUILLA, A. A. Regional aquifer mapping using combined VES-TEM-AMT/ EMAP methods in the semiarid eastern margin of Parnaíba Basin, Brazil: Case History. **Geophysics**, 64 (2), 1999. p. 337-356.

MENDONÇA, Luiz Alberto Ribeiro *et al.* Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 89–98, jan./mar. 2009.

MOHAMMAD-HOSSEINPOUR, A.; MOLINA, J.L. Improving the Sustainability of Urban Water Management through Innovative Groundwater Recharge System (GRS). **Sustainability**, 2022, 14, 5990.

NASA. **GRACE Mission: Groundwater and Climate Change**. 2015. Disponível em: <https://pt-br.ihodl.com/analytics/2015-06-20/nasa-revela-que-o-planeta-esta-a-ficar-sem-agua/>. Acesso em: 25 abr. 2025.

NWANKWO, C., EMUJAKPORUE, G. Geophysical method of investigating groundwater and sub-soil contamination—a case study. **American Journal of Environmental Engineering**, v. 2, n. 3, p. 49-53, 2012.

PATRA, H. P. A note on the possibility of saline-water invasion around the Jaldha coast, West Bengal (India): **Geoexploration**, 5, 1967. p. 95-101.

PURVANCE, D. T.; ANDRICEVIC, R. On the electrical-hydraulic conductivity correlation in aquifers. **Water Resources Research**, 36, 2000. p. 2905-2913.

REBOUÇAS, A. C. **Águas Subterrâneas no Brasil: Abastecimento, Contaminação e Proteção**. São Paulo: Edgard Blücher, 2017.

REVIL, A.; PEZARD, P.A. Streaming potential in porous media 1. Theory of the zeta potential. **Journal of Geophysical Research**, 104, 1999. p. 20.033-20.048.

RODELL, M.; FAMIGLIETTI, J. S.; WIESE, D. N.; REAGER, J. T.; BEAUDOING, H. K.; LANDERER, F. W.; LO, M. H. Emerging trends in global freshwater availability. **Nature**, 557(7707), 2018, p. 651-659.

RODRIGUES, G. S. Agrotóxicos e contaminação ambiental no Brasil. **In: Pesticida contamination in the South Cone: a review. Capítulo 7**, p. 217-265, 1998.

RUBIN, Y.; MAVKO, G.; HARRIS, J. Mapping permeability in heterogeneous aquifers using hydrologic and seismic data. **Water Resources Research**, 28, 1992. p. 1809-1816

SANTOS, A. dos; SOUZA, F. C. Barragens subterrâneas como alternativa para garantia de segurança hídrica em regiões semiáridas: desafios e oportunidades. **Revista Semiárido de Visu**, v. 11, n. 2, 2023, p. 616-636. <https://doi.org/https://doi.org/10.31416/rsdv.v11i3.492>

SANTOS, R. S. S.; PIMENTEL, N. T. de M.; MOREIRA, Í. T. A.; ALBUQUERQUE, E. C. de M. C. Análise das técnicas de isolamento hidráulico em aquíferos contaminados: eficácia, desafios e avanços tecnológicos na remediação in situ. **Caderno Pedagógico**, [S. l.], v. 22, n. 5, p. e14764, 2025. <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n5-103>. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/view/14764>. Acesso em: 07 maio. 2025.

SARI, V.; DIAS DE PAIVA, E. M. C.; DIAS DE PAIVA, J. B. Interceptação da chuva em diferentes formações florestais na região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 1, p. 65–79, mar. 2016. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p65-79>.

SCANLON, B. R. *et al.* Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. **Water Resources Research**, v. 43, W03437, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2006WR005486>. Acesso em: 10 jul. 2025.

SGB (Serviço Geológico do Brasil). **Programa de Aplicações Isotópicas na Hidrologia: Ênfase na Inovação**. São Paulo, 2021. 194 p.

SIABI, E.; DILE, Y.; KAKO-BAH, A.T.; AMO-BOATENG, M.; ANORNU, G.; AKPOTI, K.; VUU, C.; DONKOR, P.; MENSAH, S.K.; INCOOM, A.M.; OPOKU, E.; ATTA-DARKWA, T. Machine learning based groundwater prediction in a data-scarce basin of Ghana. **Applied Artificial Intelligence**. 36. 2022. <https://doi.org/10.1080/08839514.2022.2138130>.

SHEN, C. A Transdisciplinary Review of Deep Learning Research and Its Relevance for Water Resources Scientists. **Water Resources Research**, v. 54, 2018. <https://doi.org/10.1029/2018WR022643>

SILVA, T. M. da; SANTOS, M. A. F. dos; PEREIRA, G. da P.; OLIVEIRA, A. R. M. F. de; GAMA, E.V. S. Gestão de Tecnologias Sociais no Semiárido Brasileiro e suas Interfaces nos Empreendimentos Econômicos Solidários: uma pesquisa bibliográfica. **Cadernos Macambira**, 9(1), 86–112, 2024. <https://doi.org/10.59033/cm.v9i1.1010>

SLATER, L. Near surface electromagnetic characterization of hydraulics conductivity: from petrophysical properties to aquifer geometries. **Review paper on 18th EMIW**, September 2006, El Vendrell, Spain. 2006.

TAYLOR, Richard G. *et al.* Ground water and climate change. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 3, n. 4, p. 322–329, 2013. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>.

TELFORD, W. M.; GELDART, L. P.; SHERIFF, R. E.; KEYS, D. A. **Applied Geophysics**. Cambridge: Cambridge University. 1976. 860 p.

TIWARI, A. K.; PAL, D. B. Recent trends in groundwater conservation and management. **Groundwater Geochemistry: Pollution and Remediation Methods**, p. 379-391, 2021.

UNESCO. **Generalised global groundwater map**. ed. 2008

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2022: Groundwater – Making the Invisible Visible**. Paris, 2022.

WARD, J., DILLON, P. **Robust policy design for managed aquifer recharge**. Canberra, Australia: National Water Commission, 2021. 366 p.

WILSON, S. R.; INGHAM, M.; McCONCHIE, J. A. The applicability of earth resistivity methods for saline interface definition. **Journal of Hydrogeology**, 316, 2006. p. 301-312.

WILT, M. J.; BECKER, A.; MORRISON, H. F. Interpretation of central-loop EM soundings near geological contacts. **Expl. Geophys.**, 20, 1987. p. 71-73.

ZHANG, H.; XU, Y.; THOKOZANI, K. A Review of the Managed Aquifer Recharge: Historical Development, Current Situation and Perspectives. **Phys. Chem. Earth**, Parts A/B/C 2020, 118–119, 102887.

ZOHDY, A. A. R. The use of Schlumberger and equatorial soundings in groundwater investigations near El Paso, Texas. **Geophysics**, 34, 1969. p. 713-728.

YANG, C. H.; TONG, L. T.; HUANG, C. F. Combined application of dc and TEM to seawater intrusion mapping. **Geophysics**, 64, n. 2, 1999. p. 417-425.

YARAMANCI, U.; KEMNA, A.; VEREECKENS, H. Emerging technologies in Hydrogeophysics. **In:** (Y. RUBIN and S. HUBBARD Eds.) **Hydrogeophysics**, Water Science Technology and Library, Springer, 2005. p. 467-486.