

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS – UFPel**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA ELISEU MACIEL – FAEM**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO**  
**SOLO E DA ÁGUA – PPG MACSA**



**Tese**

**Fontes de produção de sedimentos e índices ambientais de uso da terra  
como indicadores de vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica  
rural.**

**Eliana Aparecida Cadoná**

**Pelotas, 2021**

Eliana Aparecida Cadoná

Fontes de produção de sedimentos e índices ambientais de uso da terra como indicadores de vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica rural.

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ciências, Área de Concentração Manejo e Conservação do Solo e da Água, pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel), submetido à Comissão Avaliadora, orientado pelo Prof. Pablo Miguel.

Orientador: Pablo Miguel

Co-orientador: Luiz Fernando Spinelli Pinto

Pelotas, 2021

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação na Publicação

C125f Cadoná, Eliana Aparecida

Fontes de produção de sedimentos e índices ambientais de uso da terra como indicadores de vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica rural. / Eliana Aparecida Cadoná ; Pablo Miguel, orientador ; Luiz Fernando Spinelli Pinto, coorientador. — Pelotas, 2021.

125 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2021.

1. Qualidade ambiental. 2. Geoquímica. 3. Metais pesados. 4. Fósforo. I. Miguel, Pablo, orient. II. Pinto, Luiz Fernando Spinelli, coorient. III. Título.

CDD : 551.48

Eliana Aparecida Cadoná

Fontes de produção de sedimentos e índices ambientais de uso da terra como indicadores de vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica rural.

Tese aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 31 de março de 2021

Banca examinadora:

Prof. Dr. Pablo Miguel

Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Lizete Stumpf

Doutora em Agronomia pela Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Miriam Fernanda Rodrigues

Doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Eduardo Lorensi de Souza

Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

O amor vai ser sempre amor em qualquer lugar  
Em qualquer lugar

Para a pessoa que me fez chegar a esse  
trabalho, pois *“o estudo é a única coisa que não  
nos roubam”*

Minha avó Julia Schwaab

Dedico esse trabalho com todo o amor

## AGRADECIMENTOS

*Um certo dia Louis Pasteur disse: “A sorte é somente concedida aos que possuem o espírito preparado”, particularmente e humildemente, discordo dele, pois eu tenho muita sorte e agradeço a Deus por:*

Meus pais, Elido e Eulalia, meus exemplos de professores e pessoas, por todo o amor incondicional, por sempre ter me apoiado em meus sonhos, pelo apoio emocional e financeiro, por sempre estarem presentes;

À minha avó Julia Schwaab, que mesmo tendo pouco estudo, sempre ensinou que “o estudo é a única coisa que não roubam da gente”, me inspirou a seguir estudando o máximo que pude; e ao meu tio Enésio Schwaab (*in memoriam*), que é para mim, um exemplo de pessoa e profissional;

Ao meu companheiro, Rafael Junqueira Moro, por ter me apoiado no doutorado, por estar ao meu lado e não desistir de me ajudar a alcançar essa etapa, por todo o amor e compreensão, todas as risadas e momentos divertidos;

*Também tenho muito a agradecer...*

Ao meu orientador, Dr. Pablo Miguel, que foi mais que um orientador, tornou-se amigo, meu vizinho, pelas cervejas e risadas, sempre apoiando, corrigindo, ajudando, discutindo as ideias;

Aos professores, Dr. Luiz Fernando Spinelli Pinto e Dr<sup>a</sup> Lizete Stumpf, pelas sugestões ao trabalho e pela convivência; e aos professores do PPG MACSA, Dr. Danilo Dufech Castilhos, Dr<sup>a</sup> Maria Cândida Moitinho Nunes, Dr. Rodrigo Rizzi, Dr<sup>a</sup> Ritâ de Cássia Fraga Damé e Dr<sup>a</sup> Claudia Fernanda Teixeira, pelos ensinamentos no doutorado;

A “*incrivelmente espetacular*” equipe da Pedologia dos Solos, que nestes quatro anos, foi composta por Adão Pagani Júnior, Maurício Silva de Oliveira, Lucas da Silva Barbosa, Thábata Barbosa Duarte, Ariel Machado, Ariel Leonardo Bianchini, Matheus Leite Vasconcelos, Ana Paula Knapp, Vinícius Machado Mombach, Letícia Côrrea de Oliveira Voigt por todo o apoio em campo e em laboratório, pela convivência, pela amizade;

*Especialmente um agradecimento e um carinho imenso para*

Os bolsistas de IC, Beatriz Bruno do Nascimento e Hueslen Domingues Munhões, pela amizade, pelo carinho, pelas conversas e risadas, pela dedicação ao meu trabalho, por toda a convivência, auxílio em campo e pelos vários dias e várias noites de análise no laboratório;

À bolsista de extensão. Tainara Vaz de Melo, pelo carinho e amizade, pelas coletas em campo, pelas análises em laboratório, mas especialmente, por em tempo de pandemia, esteve junto comigo no trabalho, não me deixando entristecer;

Aos colegas pós-graduandos, Stefan Domingues Nachtigall e Jeferson Diego Leidemer, pelos mapas, pelo auxílio no desenvolvimento do trabalho, pela

amizade, pela convivência, pelos momentos no laboratório; e à Miguel David Fuentes Guevara, pelas ideias, pelos momentos à campo e em laboratório, pela amizade;

*Não menos importante e de uma ajuda imensa...*

Ao Celso Elias Corradi, um grande professor, biólogo, que me auxiliou nas reflexões sobre minha tese, enquanto o ajudava escrever seu projeto de doutorado;

Aos técnicos administrativos do Departamento de Solos, Rosimeri Trecha e Larissa Centeno, que sempre auxiliaram nas análises, “Seu” Paulo Antunes pelas idas ao campo e auxílio no laboratório e ao Elmar “Gringo” Nachtigall por todos os sustos durante as análises da noite e pelo auxílio no laboratório;

As melhores doutoras Ana Cecília Guedes e Paula Beatriz Sete, que mesmo distante geograficamente, estavam presentes, pelas conversas, pelo ombro amigo nos momentos difíceis, serem minhas inspirações como doutoras e por terem me apoiado e incentivado a vir pra Pelotas e mudar os ares e os rumos da minha vida;

Ao pessoal do Núcleo de Apoio as Tecnologias Educacionais – NATE UFPel, que foi coordenado pelos professores Dr<sup>a</sup> Rosaura do Espírito Santo Silva e Dr. Christiano de Ávila, aos colegas Pedro Vergara e Amanda Brod pelas conversas na sala Freire, a colega Carla Hech pelos gráficos de pizza que nunca terminavam e a todos os demais que compuseram esse grupo, que auxiliou a Universidade funcionar na pandemia, por todos tenho um carinho especial;

Aos meus ex-orientadores, Dr. Eduardo Lorensi de Souza e Dr. Cledimar Rogério Lourenzi, por auxiliarem nessa caminhada, pelo esforço e dedicação na minha formação;

As Pós-Doutorandas, Dr<sup>a</sup> Miriam Fernanda Rodrigues e Dr<sup>a</sup> Marília Alves Brito, pelos auxílios e análises estatísticas;

Ao pesquisador da Embrapa Clima Temperado, Dr, José Maria Filippini Alba, pelo apoio nas coletas à campo e ao desenvolvimento da tese;

Aos demais colegas do PPG MACSA pela convivência;

À CAPES – DS pela concessão de bolsa de estudo.

***O impossível é só questão de opinião...***

Quando a educação não é libertadora

O sonho do oprimido

É se tornar o opressor

*Paulo Freire*

A vida não é fácil para nenhum de nós.

Temos que ter persistência e,

Acima de tudo, autoconfiança.

*Marie Skłodowska Curie*

## Resumo

CADONÁ, Eliana Aparecida. Fontes de produção de sedimentos e índices ambientais de uso da terra como indicadores de vulnerabilidade ambiental de uma bacia hidrográfica rural. Orientador: Pablo Miguel. 2021. 125 f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2021.

Bacias hidrográficas de pequeno porte são aquelas que recebem o maior impacto ambiental relacionado as atividades antrópicas e apresentam processos de vulnerabilidade com conseqüente degradação, poluição e/ou contaminação no local. Nesse sentido, estudos sobre pequenas bacias hidrográficas e sua dinâmica ambiental são necessários para que ocorra a compreensão da mesma e o estudo dos impactos que a ação humana ocasiona. Dessa forma, o presente estudo apresenta três eixos centrais de conhecimento de uma bacia hidrográfica rural que é utilizada para abastecimento humano. A bacia selecionada é a Bacia Hidrográfica do Epaminondas, que corresponde a 70% da área de drenagem e abastecimento da Bacia do Santa Bárbara, ao qual é responsável por 60% do abastecimento da área urbana do município de Pelotas, Sul do Rio Grande do Sul. A presente bacia possui área de 33km<sup>2</sup> e suas principais atividades são a produção de hortaliças, grãos, gado de corte e atividades extratoras de mineração, contando também com sítios de lazer no local. Os solos predominantes no local são Argissolo Vermelho e Argissolo Amarelo na porção média e alta da bacia, Planossolo na porção baixa, também apresentando associações entre Cambissolo e Neossolo na porção mais elevada da bacia, e Gleissolo nas proximidades da barragem do Santa Bárbara. Na bacia em estudo foram desenvolvidos estudos relativos à dinâmica de produção de sedimentos, sua produção e suas fontes originárias, à processos de poluição e contaminação pelos metais Cu, Fe, Mn e Zn nos sedimentos e processos de adsorção de fósforo pelos solos da bacia. A dinâmica de sedimentos, sua produção e fontes foi desenvolvida a partir da técnica do *fingerprinting*, ao qual especialmente ao Rio Grande do Sul é muito utilizada para descrever esses processos. O estudo relacionado aos processos de poluição e/ou contaminação pelos metais Cu, Fe, Mn e Zn foi desenvolvido pelo Índice de Geoacumulação, Fator de Contaminação e Fator de Enriquecimento, ao qual indicam graus de poluição/contaminação e suas possíveis fontes. Para o estudo relacionado à processos adsorptivos de fósforo no solo, foram utilizados índices que indicam a capacidade do solo em receber doses de adubação fosfatada, sem que ocorra a perda dos adubos e processos de eutrofização de mananciais hídricos. Ao final do estudo, observou-se que as variáveis usadas para a composição do *fingerprinting* não foram suficientes para a identificação das fontes de sedimentos; para o estudo relacionado à dinâmica dos metais, não ocorre processos de contaminação e acumulação pelos metais escolhidos e que ainda há a necessidade de maiores estudos sobre o uso do solo e a erosão e quais os impactos nos sedimentos oriundos na bacia e o estudo relativo a adubação fosfatada e a capacidade de adsorção, apresentou que os solos da bacia ainda podem receber adubos fosfatados, mas com o cuidado para que não ocorra contaminação ambiental e eutrofização de corpos hídricos. Os três estudos revelam o impacto das atividades naturais e antrópicas para a bacia e que estudos contínuos e de

monitoramento dentro de áreas como a bacia em estudo, são necessários para que não ocorra dano ao ambiente e as populações abastecidas.

Palavras-chave: Qualidade ambiental; Geoquímica; Metais Pesados; Fósforo.

## Abstract

CADONÁ, Eliana Aparecida. Sediment production sources and environmental land use indices as indicators of environmental vulnerability in a rural watershed. Orientador: Pablo Miguel. 2021. 125 f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2021.

Small drainage watersheds are more susceptible to environmental impacts related to human activities possessing vulnerability processes that may lead to degradation, pollution and/or contamination of sites. In this context, studies on small drainage basins and their environmental dynamics are crucial to understanding the environmental impact of human activities. This study encompasses three central knowledge axes of a rural drainage basin used as a drinking water supply. The selected basin is the Epaminondas Hydrographic watershed, which corresponds to 70% of the drainage and supply area of the Santa Bárbara watershed, which is responsible for 60% of the drinking water supply of Pelotas's municipality, a southern city in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. The Epaminondas Basin has an area of 33 km<sup>2</sup>, where various activities are undertaken, such as the production of vegetables, grains, beef cattle, mining, and leisure sites. The predominant soils are Argissolo at the middle and upper layers of the basin; Planossolo in the lower layer; Cambissolo and Neossolo associations in the highest layer, Gleissolo near Santa Bárbara dam. Studies were conducted in the sediments and phosphorus adsorptive processes in the soil, relating the dynamics of sediment production and their originating sources, with pollution and contamination processes by Cu, Fe, Mn and Zn metals. The dynamics of sediments, production, and sources were conducted using the fingerprinting technique widely used in the Rio Grande do Sul state. The study pertinent to the pollution methods and/or contamination by Cu, Fe, Mn and Zn metals was developed using the Geoaccumulation index, the contamination factor, and the enrichment factor, specifying the pollution/contamination degree and their possible sources. For the study of the phosphorus adsorptive processes in the soil, indexes were used to indicate the soil capacity in receiving phosphate fertilizer doses without loss and the eutrophication process of water bodies. At the end of the study, it was observed that the variables used for the composition of the fingerprinting technique were not sufficient to identify the sources of sediments. Thus, no contamination and accumulation by the chosen metals were verified in the metal dynamics study, demonstrating the need to investigate further soil use and erosion and its impacts on the basin sediments. The phosphate fertilization and the adsorption capacity studies showed that the basin soils still could receive more doses of phosphate fertilizers but with caution to avoid environmental contamination and eutrophication of water bodies. In summary, the three studies revealed the impact of natural and human activities on the basin, showing that continuous monitoring studies are necessary to avoid significant environmental damages that could adversely affect the water supply for the surrounding inhabitants.

Keywords: Environmental quality; Geochemistry; Heavy metals, Phosphorus.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF	Ácido Fúlvico
AH	Ácido Húmico
BHE	Bacia Hidrográfica do Epaminondas
COT	Carbono Orgânico Total
EAA	Espectrofotômetro de Absorção Atômica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAF	Fração Ácido Fúlvico
FAH	Fração Ácido Húmico
FC	Fator de Contaminação
FE	Fator de Enriquecimento
GC	Grau de Contaminação
GCm	Grau de Contaminação modificado
Hum.	Humina
Igeo	Índice de Geoacumulação
IH	Índice de Humificação
LCA – P	Limite Crítico Ambiental de Fósforo
MOS	Matéria Orgânica do Solo
RS	Estado do Rio Grande do Sul
SFS	Super Fosfato Simples
SFT	Super Fosfato Triplo
SH	Substâncias Húmicas
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SPD	Sistema de Plantio Direto
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Esquema de fracionamento químico da MOS. ....	33
<b>Figura 2.</b> Esquema do fracionamento físico da MOS. ....	34
<b>Figura 3.</b> Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	39
<b>Figura 4.</b> Temperatura (°C) e Precipitação (mm) para o período de estudo (Julho/2018 a Dezembro/2019) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	40
<b>Figura 5.</b> Mapa das declividades (a), usos da terra (b) e dos tipos de solo (c). ....	41
<b>Figura 6.</b> Esquema coletor de sedimentos em suspensão (a) e coletor instalado no leito de drenagem (b). Fonte: arquivo pessoal. ....	42
<b>Figura 7.</b> Mapa de distribuição dos cinco coletores de sedimentos em suspensão para a Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	43
<b>Figura 8.</b> Precipitação acumulada (mm) para a BHE durante o período entre coletas de sedimentos. Ins = 13/07/2018; 1ª coleta = 21/09/2018; 2ª coleta = 14/02/2019; 3ª coleta = 03/06/2019; 4ª coleta = 22/08/2019; 5ª coleta = 05/12/2019 ....	44
<b>Figura 9.</b> Proporção de contribuição de cada fonte de sedimentos para os pontos de coleta. ....	51
<b>Figura 10.</b> Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	57
<b>Figura 11.</b> Mapa de distribuição dos coletores de sedimentos (a), das declividades (b), uso da terra (c) e tipos de solos (d) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	58
<b>Figura 12.</b> Concentração dos metais Cu (a), Fe (b), Mn (c) e Zn (d) nos sedimentos de fundo nos pontos de coleta S1, S2, S3, S4 e S5 na BHE nos meses de Março/19, Junho/19, Agosto/19 e Dezembro/19. ....	61
<b>Figura 13.</b> Índice de Geoacumulação (Igeo) para os pontos de estudo (S1, S2, S3, S4 e S5) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas para as coletas de Março (a), Junho (b), Agosto (c) e Dezembro (d) para os metais Cu, Fe, Mn e Zn. ....	63
<b>Figura 14.</b> Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	69
<b>Figura 15.</b> Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. Elaborado por Stefan Domingues Nachtigall. ....	71
<b>Figura 16.</b> Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. Elaborado por Stefan Domingues Nachtigall. ....	95

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Concentração média ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e composição granulométrica média ( $\text{g kg}^{-1}$ ) das variáveis analisadas para os sedimentos e para as fontes na Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	49
<b>Tabela 2.</b> Variáveis selecionadas pelo Kruskal-Wallis e teste de Lambda de Wilks ( $\Lambda^*$ ) para as variáveis analisadas. ....	50
<b>Tabela 3.</b> Teores de argila (%) e teores médios das variáveis químicas analisadas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) para sedimentos de fundo (S1, S2, S3, S4 e S5) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas no período de estudo. ....	59
<b>Tabela 4.</b> Valores dos índices de qualidade de sedimentos (Igeo, FE, FC, GC e GCm) e respectivas classes de qualidade. ....	60
<b>Tabela 5.</b> Valores dos Fatores de Enriquecimento (FE), Fator de Contaminação (FC), Índice de Carga Poluidora (ICP), Grau de Contaminação (GC) e Grau de Contaminação modificado (GCm) para sedimentos de fundo na Bacia Hidrográfica Epaminondas no período de estudo. ....	63
<b>Tabela 6.</b> Teores de P disponível ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), teor de argila (%) e declividade (%) para os usos Campo (C) e Lavoura (L) para os tipos de solos. ....	64
<b>Tabela 7.</b> Recomendação de adubação fosfatada ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , SFS e SFT) para os pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	65
<b>Tabela 8.</b> Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) para os pontos de coleta Campo (C) e Lavoura (L) da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	67
<b>Tabela 9.</b> Datas de instalação e coletas de sedimentos da BHE. ....	117
<b>Tabela 10.</b> Quantidades ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) de adubos fosfatados para os pontos de coleta da BHE. ....	122

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2. HIPÓTESES</b> .....	15
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	16
3.1 Objetivo geral.....	16
3.2 Objetivos Específicos.....	16
<b>4. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	17
4.1. Erosão hídrica em escala de bacia hidrográfica.....	17
4.2. Modelagem dos processos erosivos.....	18
4.3. Identificação de fontes de produção de sedimentos.....	23
4.3.1. Utilização de diferentes traçadores.....	27
4.4. Métodos de indicação da vulnerabilidade ambiental.....	28
4.5. Carbono orgânico e Fósforo no solo.....	32
<b>5. Artigo I É O fracionamento químico da matéria orgânica do solo como variável na identificação de fontes discriminantes de perdas de solo em bacia hidrográfica rural no Sul do Rio Grande do Sul.</b> .....	36
5.1. Introdução.....	37
5.2. Material e Métodos.....	38
5.2.1 Local de estudo.....	38
5.2.2. Características fisiogeográficas da bacia em estudo.....	40
5.2.3. Amostragem em campo.....	42
5.2.4. Análises químicas e física.....	44
5.2.5 Análises estatísticas.....	45
5.3 Resultados e Discussão.....	48
5.4. Conclusões.....	52
5.5. Referências Bibliográficas.....	53
<b>6. Artigo II - Acumulação de metais pesados em sedimentos de área de captação de água para abastecimento urbano no Sul do Brasil.</b> .....	55
6.1 Introdução.....	55
6.2 Material e Métodos.....	57
6.3 Resultados e Discussão.....	60
6.4 Conclusões.....	64
6.5 Referências Bibliográficas.....	64
<b>7. Artigo III É Índices ambientais de Fósforo em bacia hidrográfica rural no município de Pelotas/RS.</b> .....	67
7.1 Introdução.....	67
7.2. Material e Métodos.....	68
7.3 Resultados e Discussão.....	64
7.4 Conclusão.....	68
7.5 Referências Bibliográficas.....	68
<b>8. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	71
<b>9. REFERÊNCIAS</b> .....	73
Anexos.....	86
<b>ANEXO 1</b> – Granulometria para os pontos “Calha”.....	87
<b>ANEXO 2</b> – Granulometria para os pontos de coleta “Lavoura”.....	88
<b>ANEXO 3</b> – Granulometria para os pontos de coleta “Campo sujo”......	89
<b>ANEXO 4</b> – Pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.....	90
<b>ANEXO 5</b> – Caracterização química dos pontos de coleta “Calha”......	91
<b>ANEXO 6</b> – Caracterização química dos pontos “Lavoura”......	92

<b>ANEXO 7</b> – Caracterização química dos pontos “Campo Sujo” .....	93
<b>ANEXO 8</b> – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas..	94
Descrição de perfil - perfil nº - 01 .....	97
Descrição de perfil - perfil nº - 02 .....	100
Descrição de perfil - perfil nº - 03 .....	103
Descrição de perfil - perfil nº - 04 .....	106
Descrição de perfil - perfil nº - 05 .....	109
Descrição de perfil - perfil nº - 06 .....	112
Apêndices.....	115
<b>Apêndice 1</b> – Metodologias utilizadas na realização do presente estudo. ....	116
<b>Apêndice 2</b> – Capítulo de livro associado a especiação química dos sedimentos de fundo da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. ....	123

## **1. INTRODUÇÃO**

A avaliação da qualidade ambiental relacionada com a produção de sedimentos em áreas agrícolas é foco de estudos em diferentes locais do mundo (ABBOTT et al., 2018; ZENG et al., 2018) devido ao potencial poluente e contaminante que os sedimentos apresentam, devido a sua capacidade de assoreamento de corpos hídricos e de processos adsortivos de elementos com capacidade poluente e contaminante. Associado a isso, o conhecimento da dinâmica de produção e carreamento pelo ambiente é de interesse para desenvolver estudos de minimização da produção e do impacto dos sedimentos. Para o território brasileiro, ainda ocorrem estudos incipientes sobre toda a dinâmicas dos sedimentos, desde a sua fonte de produção até o local de deposição, visando que a maioria dos estudos trabalho com questões de qualidade da água, poluentes/contaminantes dissolvidos e testes ecotoxicológico (PIRATOBA et al. 2017; CURADO et al., 2018).

Os estudos acerca da produção de sedimentos e suas fontes pode elucidar os processos de assoreamento, principalmente em escalas de bacias hidrográficas de pequeno porte, que recebem o maior impacto ambiental da produção de sedimentos, bem como podem estrutura políticas públicas e ações de manejo do solo visando menores perdas do mesmo. Dessa forma, observa-se que em regiões estuarinas a descarga de sedimentos provenientes das bacias que compõe esta região, é de relevante importância devido ao assoreamento do corpo hídrico, poluição e/ou contaminação por elementos ambientalmente importantes, processos de agressão a vida aquática e redução da capacidade de utilização econômica das mesmas. Dessa forma, o controle da produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas é mais facilmente desenvolvido quando comparado às regiões estuarinas ou bacias hidrográficas de grande porte.

Para esse monitoramento e conseqüentemente a adoção de ações e práticas que reduzam a produção de sedimentos e seus impactos, pode ser desenvolvido de diferentes maneiras, com objetivos de apresentar a realidade que a bacia hidrográfica está passando. No presente estudo, será utilizada a avaliação da técnica do fingerprinting para a identificação das fontes produtoras de sedimentos, a técnica do Índice de Geoacumulação para a identificação das

fontes originárias de metais pesados em sedimentos e o grau de poluição e contaminação dos mesmos, e a utilização do Limite Crítico Ambiental para P, para avaliar a capacidade de aplicação de adubação fosfatada no solo em diferentes usos. A constituição desses estudos pretende apresentar um panorama geral em aspectos ambientais que a bacia vem sofrendo e como ações de manejo do solo tem interferido na qualidade do ambiente na mesma.

## **2. HIPÓTESES**

1) Variáveis resultantes do fracionamento químico da matéria orgânica do solo, como ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, podem ser usadas como variáveis traçadores na identificação das fontes de produção de sedimentos em suspensão e assim auxiliar no melhor entendimento dos processos que regem a transferência de sedimentos e poluentes dos sistemas terrestres para os sistemas aquáticos.

2) Utilizando o Índice de Geoacumulação – Igeo pode-se determinar se a possível fonte de contaminação de Fe e Mn na bacia hidrográfica que abastece o município de Pelotas/RS é originária do solo.

3) A avaliação de limites críticos de elemento contaminante (P) pode indicar um risco de poluição e/ou contaminação de solos, e possivelmente de sedimentos e de água, bem como quão acelerada é a degradação do ambiente e os possíveis danos as populações abastecidas.

### **3. OBJETIVOS**

#### *3.1 Objetivo geral*

Avaliar a dinâmica de processos de vulnerabilidade ambiental em uma pequena bacia hidrográfica rural.

#### *3.2 Objetivos Específicos*

- identificar variáveis traçadoras dos processos erosivos através do fracionamento químico da MO do solo, facilitando assim a identificação pontual das fontes de sedimentos da bacia hidrográfica obtendo informações mais relevantes em relação ao efeito das práticas conservacionistas que são realizadas atualmente na área de estudo;
- avaliar o potencial de carreamento de P, através dos processos erosivos, associados aos diferentes manejos e as principais fontes na bacia;
- avaliar a adsorção e potencial contaminante dos metais pesados nos sedimentos gerados na bacia.

#### **4. REFERENCIAL TEÓRICO**

##### 4.1. Erosão hídrica em escala de bacia hidrográfica.

A bacia hidrográfica é caracterizada por uma área de captação natural da água precipitada em um conjunto de superfícies vertentes e uma rede de drenagem composta por cursos d'água que converge seus escoamentos para um único ponto de saída, conhecido como exutório (SILVEIRA, 1993). Para o Brasil, a modelagem de sedimentos em bacias hidrográficas, em especial as de pequena área territorial são incipientes, em decorrência, da enorme quantidade de trabalhos desenvolvidos visando a qualidade da água (AGUIAR et al., 2015), o estado trófico (FIA et al., 2015), a presença de compostos nitrogenados (BROETTO et al., 2016), juntamente com a presença de metais pesados (CAPOANE et al., 2016).

Os processos de erosão hídrica podem ocorrer naturalmente, no entanto, o manejo aplicado ao solo pode se tornar uma ferramenta que acelere ou diminua o processo. A adoção, por exemplo, do sistema de plantio direto (SPD), em especial para a América Latina e Brasil, trouxe a minimização dos processos erosivos do solo de maneira considerável. No entanto, nem todas as práticas do SPD estão sendo aplicadas em solos agricultáveis, ocasionando problemas, sendo necessário o estudo dos processos erosivos em campo, conforme as condições próprias de cada local (TIECHER et al., 2014; DIDONÉ et al., 2015). O estudo da erosão hídrica no Sul do Brasil em áreas que apresentam monocultivo em SPD, em especial, para pequenas bacias hidrográficas tem sido estudada (MINELLA et al., 2014; DIDONÉ et al., 2017) devido ao fato que o maior impacto da erosão hídrica ocorre nas bacias hidrográficas de pequeno porte.

Ao avaliarem o impacto da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica, Minella et al. (2014) utilizaram o método do *fingerprinting*, em especial a estabilidade do isótopo  $^{137}\text{Cs}$  para identificar as principais fontes de sedimentos. Os autores observaram que a variável em questão apresentou boa característica traçadora, em especial para pequenas bacias hidrográficas e indicou a necessidade de mudanças nos sistemas de manejo desenvolvido na bacia em estudo, bem como, um planejamento de estudos contínuos acerca da utilização da geoquímica em pequenas bacias hidrográficas.

Para avaliar o impacto das medidas de conservação na produção de sedimentos, Didoné et al. (2017), basearam-se em dados de precipitação de 5 anos para modelar as perdas de solo em uma bacia hidrográfica com sistema de plantio direto. Os autores observaram que, ocorre o predomínio de lavouras, ocupando extensões >80% da área da bacia, sem medidas adicionais de controle de erosão, com sistemas de monocultivo de verão e cobertura de inverno e com aproximadamente 15% da área composta de área urbana e áreas de preservação e corpos hídricos. Ao final do estudo, os autores observaram que as áreas de lavoura foram as maiores fontes de sedimentos e que somente o processo de semeadura direta no solo não impede o processo de erosão e que práticas simples, como a rotação de culturas anuais e o aumento da biomassa no solo podem ocasionar a diminuição em até 5 vezes das perdas de solo. Juntamente com isto, a observação que o aumento das matas ciliares diminuiria a quantidade de material escoado aos corpos hídricos e necessidade da vigência correta das leis de preservação desses ambientes.

#### *4.2. Modelagem dos processos erosivos*

A avaliação indireta de produção de sedimentos envolve a visualização da produção e/ou medidas desta atividade, que neste caso indicam a importância das diferentes fontes potenciais de produção. Nesse sentido, pode ser utilizado imagens de satélite e fotografias aéreas das áreas a serem estudadas, verificando os diferentes estágios e formas de erosão do solo, bem como o impacto dos sedimentos nos corpos hídricos, através do assoreamento dos mesmos. Dentro das metodologias de identificação de fontes de produção de sedimentos podem ser divididas em métodos indiretos e métodos diretos, estes podendo ser divididos em metodologias qualitativas e quantitativas.

Dentro das metodologias que apresentam a possibilidade de avaliação de maneira indireta qualitativa, o TOPMODEL baseia-se na elaboração de um modelo determinístico, semidistribuído e fisicamente baseado em dados geo-bio-hidrologicamente, onde pressupõe-se que a dinâmica da água em determinado terreno, resulta de um conjunto de características do solo e do relevo da bacia, a vazão do rio, a distribuição da umidade na bacia – relação entre zonas saturadas e áreas secas, sendo desenvolvido ao longo de um determinado

período, podendo ser calibrado através de características físico-hídricas do solo (SANTOS & KOBIYAMA, 2008). Juntamente, o UMBRAL aplica um modelo geomorfológico, que define em escala temporal e espacial os processos erosivos do solo, utilizando dessa maneira diferentes atributos do solo, como suas propriedades hidráulicas e mecânicas, sua posição na paisagem (NELSON & BOOTH, 2002).

Para os métodos quali quantitativos de avaliação utiliza-se modelagem matemática para estimar a erosão bruta nas cabeceiras das bacias hidrográficas e a descarga de sólidos nos exutórios, estabelecendo dessa maneira, uma razão entre a produção de sedimentos e a erosão bruta. Estes modelos aproximam-se do modelo matemático da Equação Universal de Perdas de Solo - USLE (WISCHMEIER & SMITH, 1965), sua modificação - MUSLE (WILLIAMS & BERNDT, 1977) e sua revisão - RUSLE (RENARD et al., 1997), no entanto, apresentam a dificuldade de estabelecimento dos valores das variáveis presentes nas equações. Nesse sentido, diversas variáveis podem ser utilizadas para determinar as fontes de produção de sedimentos.

Para a USLE utiliza-se a seguinte equação:  $A = R K L S C P$ , onde A = perda média anual de solo por unidade de área, ( $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ); R = erosividade da chuva e do escoamento superficial associados ( $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$ ); K = erodibilidade do solo ( $Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ ); L = comprimento do declive; S = fator declividade do terreno, C = cobertura do solo e P = prática mecânica de conservação. No entanto, a aplicação da equação apresenta falhas para o seu estabelecimento em campo devido a determinação das variáveis (DIDONÉ et al., 2015), bem como, pela variação de solos e clima que ocorre em determinada porção da paisagem (BAGIO et al., 2016).

Ao avaliarem as perdas de solo e de água aplicando-se as equações da USLE e RUSLE em um Cambissolo Húmico Alumínico léptico, que devido sua pouca profundidade, as perdas de solo e de água devem ser minimizadas, podendo ocorrer através das práticas conservacionistas, sendo que, no presente estudo utilizou-se sistema de plantio de milho e feijão, utilizando experimento a campo com diferentes comprimentos de declive (11, 22, 33 e 44 m), Bagio et al. (2016), observaram que, em 41 processos erosivos ocasionados pela chuva, as perdas de solo ocorriam de maneira significativa com o aumento do

comprimento. No entanto, ao avaliar a redução em 50% (11 m) da parcela padrão de comprimento do declive, ocorreu variação de 20 a 80% na redução de perdas de solo e da água.

Em estudo para a avaliação da USLE e algumas modificações na equação (USLE-M e USLE-MM), Bagarello et al. (2017) observaram que para o território no Sul da Itália, as perdas de solo nas áreas (com 11, 22, 33 e 44 m) e com declive da encosta de 8% e 14%, as áreas descobertas estavam associadas fortemente a um evento extremo, onde 75% das perdas anuais de solo ocorriam durante estes eventos e que nestes solos descobertos as taxas de perdas elevaram-se consideravelmente, superando o limite anual. Na prática e em propriedades agrícolas que utilizam o solo de maneira intensiva e geralmente utilizam o revolvimento do solo, as perdas de solos devem ser calculadas de forma mais direta e facilitada, bem como, deve se incluir a probabilidade de retorno destes eventos extremos e quais medidas podem estar associadas.

Segundo Didoné et al. (2015), ao aplicarem a RUSLE, demonstraram que a determinação dos fatores possui fundamental importância para a determinação das perdas de solo e água. Porém, a determinação da energia cinética da água e seu poder erosivo ainda apresentam dificuldades, em decorrência das características climáticas de cada bacia em estudo, devido a utilização do EI30 como padrão para a determinação da energia. Nem todas as bacias hidrográficas apresentam a característica de possuir chuvas acima de 30 minutos em determinadas épocas do ano, nesse sentido, os autores utilizaram um EI10, devido a característica da chuva na bacia em estudo.

Em comparativo entre a USLE e a RUSLE, Bagio et al. (2016) observaram que as perdas de solo por erosão estão relacionadas aos comprimentos entre 11 m e 44 m e que as perdas de água se relacionam positivamente à quantidade de chuva e as perdas de solo, por sua vez, relacionam-se as perdas de solo e ao EI30. Ao avaliar as perdas de solo pela USLE e RUSLE foram menores que as observadas em campo para solos descobertos, estando particularmente os valores da USLE elevados.

Outro modelo tem sido adaptado para as condições edafoclimáticas brasileiras, o modelo WEPP - Water Erosion Prediction Project (FOLTZ et al., 2011; PIERI et al., 2014) auxiliará no planejamento de áreas agrícolas tendo

como base a conservação do solo e da água, fundamentado pela legislação brasileira. Atualmente este modelo é utilizado para monitorar e representar a erosão espacial e temporal, para encostas ou pequenas bacias hidrográficas. Em estudo desenvolvido para avaliar o desempenho do modelo WEPP, Farias et al (2018) estimaram as perdas de fósforo disponível em sedimentos erodidos e avaliar o padrão de variabilidade espacial. Os autores observaram que o WEPP apresenta eficiência para a estimativa das taxas de enriquecimento dos sedimentos quando apresenta um coeficiente próximo a 1, bem como, permitiu identificar as áreas que apresentam um manejo que contribua com o enriquecimento por P nos sedimentos e que as maiores perdas de P ocorreram nas encostas com relevo côncavo.

O modelo WEPP tem sido utilizado para regiões áridas e semiáridas, como ocorre com o trabalho de Mahmoodabadi & Cerdà (2013), que avaliaram a calibração e validação do modelo para uma região do Irã, avaliando as perdas de solo no interill e no entrerill, em chuva simulada, obtendo resultados abaixo do esperado para o modelo utilizado, necessitando ainda de melhor calibração do mesmo e maior observação de dados dos parâmetros observados no solo.

Outro modelo que foi estruturado para as condições brasileiras, é o modelo LASH – Lavras Simulation of Hydrology, onde Melo et al. (2016) apresenta que o modelo se constitui a partir dos parâmetros escoamento superficial, escoamento subsuperficial ou lateral, fluxo de base, interceptação da chuva, evapotranspiração, infiltração, aumento capilar. Assim o modelo LASH podem inferir dados de armazenamento de água no solo em intervalos de tempo para uma bacia hidrográfica e que para cada parâmetro ocorre a associação com um algoritmo específico para a validação dos dados, associando-se que os parâmetros se relacionam entre si.

Ao aplicarem o modelo LASH para a bacia do Rio Fragata, Caldeira et al. (2019) utilizaram modelos distribuídos e semidistribuído para a representação das variáveis de entrada e validação do modelo para a elaboração de modelos hidrográfico diários. Os autores observaram que as duas maneiras de espacialização dos dados apresentaram resultados satisfatórios e que o modelo consegue representar os valores de vazões mínimas, médias, máximas e anuais, bem como a curva vazão. As relações de fluxo de água no solo também

apresentaram boa relação de representatividade, especificamente naqueles associados aos tipos de solos presentes nas bacias e as características do mesmo. No entanto, os autores afirmam que quanto maior o detalhamento do mapa de solos do local a ser estudado, maior será o refinamento dos resultados que o modelo apresentará.

Observa-se que, em áreas com a utilização do SPD, que não observam as práticas conservacionistas básicas do mesmo, as perdas de solo e água, bem como, a produção de sedimentos em bacias hidrográficas a compactação do solo e conseqüentemente o maior escoamento superficial são as principais causas da produção de sedimentos e degradação ambiental. A avaliação da produção de sedimentos, bem como, a determinação dos fatores e fontes de produção, devem ser estudados conforme as características de cada bacia hidrográfica, para que, o manejo dado aos solos proporcione menores perdas e melhoria da qualidade ambiental.

A avaliação da perda de solo e a produção de sedimentos tem sido desenvolvido em pequenas parcelas de campo, em condições de chuva natural e/ou simulada, no entanto, a adoção desses experimentos não repete em plenitude as condições ambientais, que ocorrem em pequenas bacias hidrográficas (DIDONÉ et al., 2015). Nesse sentido, a adoção de estudos de monitoramento em bacias hidrográficas tem sido desenvolvida para o aperfeiçoamento de modelos de predição de sedimentos (TIECHER et al., 2017).

Dentro dos fatores utilizados na modelagem de sedimentos utilizadas para bacias hidrográficas, está a cor dos sedimentos através da Carta de Munsell ou colorimetria (MARTÍNEZ-CARRERAS et al., 2010), suscetibilidade magnética (GUZMÁN et al., 2010) a mineralogia (MIGUEL et al., 2014b), radionucleotídeos estáveis (WALLING & WOODWARD, 1995), geoquímica (TIECHER et al., 2014), frações de fósforo (TIECHER et al., 2019) e espectroradiometria (EVRARD et al., 2019).

Um dos métodos que vem apresentando boa adaptabilidade na modelagem dos processos erosivos, principalmente em pequenas bacias hidrográficas (MINELLA et al., 2009; MIGUEL et al., 2014a; TIECHER et al., 2014; JIN et al., 2015; RODRIGUES et al., 2018; BISPO et al., 2020), é o método *fingerprinting*.

#### 4.3. Identificação de fontes de produção de sedimentos

A produção e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é uma problemática que vem sendo amplamente estudada (COLLINS et al., 1997, 2001, 2010a, 2010b; COLLINS & WALLING, 2002) em decorrência dos aspectos ambientais de assoreamento e contaminação/poluição de corpos hídricos. Diversas ferramentas de modelagem para a avaliação e quantificação dos sedimentos vem sendo produzidas, tanto para modelos de campo e experimental.

A utilização de métodos traçadores de sedimentos teve seu início na década de 70, onde Wolman (1977) utilizou propriedades eletromagnéticas dos sedimentos. A hipótese do autor era de que as propriedades naturais do solo das fontes de sedimentos poderiam ser comparadas as variações encontradas nos sedimentos em suspensão na calha de rios. No entanto, os dados obtidos eram meramente qualitativos, sendo necessários dados quantitativos para a construção de sistemas para a redução dos sedimentos em bacias.

Somente no início dos anos 2000, Walling & Collins (2000), propuseram, o estabelecimento de um modelo para identificação de fontes de produção de sedimentos, com um maior número de variáveis, utilizando características de solo e sedimentos, sendo utilizados em grande escala os parâmetros mineralógicos, magnéticos, geoquímicos, orgânicos, radiométricos isotópicos e físicos. Os radionucleotídeos, por exemplo, tem sido utilizados por se tratarem de parâmetros que apresentam grande estabilidade e distribuição homogênea no ambiente. A maioria dos trabalhos tem usado com frequência os isótopos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{07}\text{Be}$  e  $^{226}\text{Ra}$  (DU & WALLING, 2012; MINELLA et al., 2014; EVRARD et al., 2016), para a distinção entre fontes superficiais e subsuperficiais de produção de sedimentos (WALLING, 2005).

Os traçadores geoquímicos são utilizados pela facilidade de determinação entre a fonte de produção de sedimentos e a variabilidade na bacia hidrográfica estudada. Yu & Oldfield (1989) aplicaram um modelo estatístico multivariado para o estudo em diferentes fontes de sedimentos, comprovando dessa maneira, a necessidade de estudos quantitativos para a dinâmica de sedimentos em escala de bacias, do que puramente modelos qualitativos de sedimentos.

Inicialmente para o Reino Unido, Collins & Walling (2002) desenvolveram diversos estudos utilizando variáveis geoquímicas como ferramentas de avaliação quantitativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas rurais, sendo conhecido esse método como *fingerprinting*. Segundo Walling (2013), a aplicação de traçadores geoquímicos fornece informações acerca das fontes de sedimentos e seu transporte pelos canais fluviais, bem como, a distinção entre a fração grosseira que irá compor o sedimento de fundo, e a fração fina que irá compor o sedimento em suspensão, determinando assim, claramente as fontes de sedimentos devido as características geoquímicas próprias de cada fonte.

No entanto, em escala de bacias hidrográficas, a maioria dos modelos possuem aplicabilidade para bacias de grandes extensões (>100 km<sup>2</sup>) e em áreas de menor extensão os estudos ainda são incipientes (MIGUEL et al., 2014a; TIECHER et al., 2015). Para o Brasil, ocorre pesquisas incipientes utilizando o *fingerprinting*, sendo em sua maioria desenvolvidos no Rio Grande do Sul e em bacias hidrográficas rurais. Ao aplicar o método *fingerprinting*, Minella et al. (2008), observaram que a contribuição de lavouras e estradas diminuíram de 62% para 54% e de 36% para 24%, respectivamente, para a produção de sedimentos após a mudança do sistema de manejo do solo, no entanto, os canais de drenagem, foram os que apresentaram maior contribuição aumentando de 2% para 22% de sedimentos na bacia. Os autores estudaram uma pequena bacia hidrográfica rural, que apresentava alta fragilidade ambiental, decorrente da associação do cultivo de fumo em Neossolos, Cambissolos e Argissolos com mudança abrupta de sistema de cultivo, sendo adotado práticas de manejo conservacionistas, onde a produção de sedimentos reduziu significativamente após a adoção dessas práticas.

O trabalho realizado por Tiecher et al. (2014), em uma bacia hidrográfica rural, que apresentava predomínio de cultivos anuais, indicou que o manejo é um dos fatores determinantes para a produção de sedimentos, bem como, a posição na paisagem de lavouras e estradas, associado a ausência de planejamento de técnicas de escoamento da água precipitada. Miguel et al. (2014b), avaliaram a utilização de variáveis mineralógicas como indicadoras das fontes de produção de sedimentos, utilizando os canais fluviais, as estradas e

uma malha irregular de amostragem por toda a bacia como possíveis fontes de produção de sedimentos. Dentre os resultados encontrados, as variáveis mineralógicas foram aptas para a aplicação do método *fingerprinting*, indicando a contribuição de cada uma das fontes de sedimentos na bacia em estudo, discriminando que os canais fluviais foram aqueles que apresentaram a maior contribuição nos sedimentos, seguido pela malha amostral e pelas estradas avaliadas.

Alguns estudos foram desenvolvidos em pequenas bacias hidrográficas, em especial, as que possuem sistemas agrícolas intensivos, aplicando-se diversas modelagens de distribuição de sedimentos que correlacionam a utilização do solo com esses processos. Para a região do Rebordo do Planalto do RS, Miguel et al. (2014a), estudaram a produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica (20 km<sup>2</sup>) onde a captação de água contribui para o reservatório que abastece parte da água consumida pelo município de Santa Maria/RS. Esses autores observaram que o reservatório já perdeu aproximadamente 40% da sua capacidade de reserva de água, em decorrência, dos processos de carreamento de sedimentos das áreas altas da bacia, sendo observado alta complexidade de materiais de origem e solos, associado a má conservação das estradas, bem como, o estabelecimento do sistema convencional de preparo de solo em áreas de agricultura familiar, que são as principais formas de chegada de sedimentos aos corpos hídricos.

Em estudo desenvolvido na bacia hidrográfica de Arvorezinha, com predomínio de áreas de produção familiar (até 10 ha), produtores de fumo com preparo do solo convencional, Minella et al. (2014) utilizaram o isótopo <sup>137</sup>Cs para o monitoramento da produção de sedimentos destas áreas. Os autores observaram que o isótopo se apresentou como uma ferramenta eficaz para o monitoramento dos sedimentos, indicando estudos sobre a dinâmica de sedimentos em bacias hidrográficas de pequena escala, onde efetivamente aplica-se as políticas de manejo e conservação do solo e da água.

Utilizando o método do *fingerprinting*, Rodrigues et al. (2018) avaliaram a distribuição granulométrica dos sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica com área de reflorestamento de eucalipto. Os autores observaram que propriedades físicas, como a coesão podem influir diretamente na produção de

sedimentos, devido a estimativa que um solo coeso não sofrerá processos erosivos tão intensos. Devido a baixa coesão entre as partículas de solo, o fluxo de água dentro do solo é maior proporcionando maior desagregação das partículas, interferindo na proporção granulométrica dos sedimentos em suspensão. Dentro deste estudo, também foi observado que as alterações do uso do solo – desde o plantio até a colheita, durante o período de produção do eucalipto alteraram a composição dos sedimentos e que o manejo nos processos de plantio e colheita podem apresentar diferenças sazonais nos sedimentos.

Fora do Brasil, o *fingerprinting* é utilizado em bacias hidrográficas de diferentes tamanhos e utilizando diferentes traçadores. Em avaliação no Sudeste da China, Lin et al. (2015) aplicaram o método do *fingerprinting*, devido a comprovada acurácia do mesmo para a identificação das fontes de sedimentos. Os autores utilizaram como variável as voçorocas presentes na bacia em estudo, devido a prevalência desse fenômeno, retirando amostras da camada superficial do solo, da porção erodível e da porção erodida da mesma, para verificar qual porção era mais propensa a perda de solo. Dessa forma, foi observado que a camada superficial de solo foi a menor contribuinte dos sedimentos analisados e que a porção erodível é a que contribui de maneira mais ativa com a produção de sedimentos dentro da área de estudo, e mais facilmente carregada em eventos pluviométricos intensos.

Zhou et al. (2016) objetivaram avaliar a utilização do *fingerprinting* para discriminar as fontes de sedimentos em bacias hidrográficas de pequena extensão com forte ação antrópica, bem como, a discussão da seleção dos potenciais fontes de sedimentos e o impacto que as mesmas apresentam na discriminação das fontes. Os autores enfatizam que, a construção de estradas em curto prazo pode não interferir na produção de sedimentos e que estudos posteriores devem ser conduzidos para verificar a possível alteração desse quadro, e que a principal fonte dos sedimentos observados foram as áreas de lavoura, áreas de mineração e as estradas estabelecidas anteriormente ao estudo. No entanto, os autores afirmam que os processos que ocorrem nos sedimentos no decorrer da bacia hidrográfica devem ser estudados com maior profundidade, pois os sedimentos produzidos na parte alta da bacia podem não

estar chegando ao exutório, alterando dessa forma a discriminação das fontes de sedimentos.

Para a região do Loess Plateau, na China, Zhao et al. (2017) objetivaram quantificar o sedimento produzido em duas pequenas bacias hidrográficas estudadas anteriormente ao norte do Platô de Loess, bem como, avaliar se a técnica do fingerprinting discriminava as principais fontes de sedimentos nas bacias estudadas. Os autores observaram que, com a adoção de diques de contenção nas bacias estudadas, muito dos sedimentos acabam por ficar retidos nos mesmos e que a utilização do método *fingerprinting* auxiliou na elucidação das fontes desses sedimentos retidos estando como, a principal fonte de sedimento o arenito, seguido do solo sem cobertura e das pastagens presentes nas bacias.

#### 4.3.1. Utilização de diferentes traçadores.

Desde sua concepção, o *fingerprinting* vem sendo remodelado com a inclusão e/ ou exclusão de variáveis traçadoras, sendo que traçadores químicos vêm sendo utilizados em escala considerável. Foram adicionados recente a técnica, a utilização da espectroradiometria (EVRARD et al., 2019), fracionamento de elementos químicos, como o P (TIECHER et al., 2019). Dessas variáveis que estão sendo utilizadas para a identificação de fontes de sedimentos, o carbono (C) é utilizado, no entanto estudos que adicionaram esse elemento não conseguiram utilizar como variável, podendo ocorrer devido ao manejo dado ao solo com aplicação de adubações e resíduos orgânicos (MINELLA et al., 2009b). Dessa forma, como alternativa a esse quadro, está sendo avaliado a inclusão de cadeias carbônicas e/ou biomarcadores.

Nesta inclusão de cadeias carbônicas como variável no *fingerprinting*, estudos de pesquisadores chineses como Chen et al. (2016) que utilizaram na técnica cadeias de C, que variaram da leitura de C<sub>18</sub> a C<sub>35</sub>, sendo estes denominados quimicamente de *n-alcenos*, bem como, os autores utilizaram relações entre estas cadeias que indicam com acurácia o tipo de vegetação que recobria o solo no momento da coleta, se este carbono quantificado era recentemente adicionado ao solo ou se ele já estava passando com alterações pela atividade microbiana do ambiente. Dessa forma, se pensarmos a utilização

de *n*-alcanos como variável para a aplicação do *fingerprinting*, podemos inferir que os sedimentos coletados em bacias hidrográficas de pequeno porte, podem ter sido adicionados recentemente ao canal fluvial ou estão sendo mobilizados dentro da bacia.

Para o Brasil, não há estudos na literatura que comportem todas as fases estatísticas de aplicação do *fingerprinting* em bacias hidrográficas, no entanto, Galoski et al. (2019) avaliaram a utilização de *n*-alcanos na bacia hidrográfica Saci, no município de Rio Negrinho, estado do Paraná, no Sul do Brasil. Neste estudo, os autores utilizaram amostras de solos em área de revegetação de *Pinus taeda*, floresta nativa, estradas e do canal fluvial, utilizando o espectro de C<sub>15</sub> - C<sub>35</sub> para a avaliação. Para explicar uma possível boa adaptabilidade dos *n*-alcanos no *fingerprinting*, os autores utilizaram uma análise de componentes principais, que indicou boa relação para a indicação das fontes de sedimentos.

#### 4.4. Métodos de indicação da vulnerabilidade ambiental

A ação antrópica no ambiente, em especial, a agricultura tem tornado extensas áreas produtivas em sistemas frágeis e sem condições de manutenção da mesma (MIGUEL et al., 2014a), bem como, proporcionar processos de poluição e contaminação de corpos hídricos superficiais e subterrâneos. Dessa maneira, existem metodologias que avaliam a vulnerabilidade ambiental, com o intuito de indicativo para melhoria das condições de uso e manejo, seja do solo ou da água.

O uso do solo e a erosão proveniente do manejo inadequado e os possíveis impactos que este pode ocasionar no ambiente tem gerado diversos estudos (VEITH et al., 2017; GU et al., 2015) e discussão sobre modelos para a verificação destes danos. Dentro os contaminantes que estão associado ao manejo do solo, temos o Fósforo (P) e os metais pesados (Cu, Zn, Pb, Hg, Au, Se, Sb), os quais respectivamente promovem quadros de eutrofização e os metais pesados processos de bioacumulação e biomagnificação. Nesse sentido, alguns modelos foram elaborados para a verificação do impacto desses contaminantes, sendo para o P, o SWAT e o P index, que associam o uso e manejo do solo à produção de sedimentos e as perdas de P em bacias hidrográficas e para os metais pesados o Índice de Geoacumulação, que associa

a presença de metais pesados em sedimentos e o grau de contaminação por estes metais nos sedimentos.

Para o método SWAT - Soil and Water Assessment, nos Estados Unidos, o Departamento Nacional de Agricultura – USDA foi o idealizador do mesmo, para verificar o impacto do manejo dos solos na produção de sedimentos e transporte de contaminantes em grandes bacias hidrográficas em períodos de tempos relativos (NEITSCH et al., 2002). Sua calibração e validação em diferentes locais do planeta, atribuindo-se diferentes usos para o modelo incluindo ainda, mudanças climáticas (UNIYAL et al., 2015); análises para a calibração, sensibilidade e/ou incerteza dos modelos (ABBASPOUR et al., 2015) e ciclos de poluentes e como ocorre o seu transporte (ZHAI et al., 2014); alterações do uso da terra (QUYEN et al., 2014); impactos da água subterrânea e / ou do solo (AWAN & ISMAEEL, 2014).

Conceitualmente, o SWAT tem sido utilizado para simular vazões e os sedimentos carregados em picos de vazões, associado ao uso de solo, sendo utilizado devido a facilidade de utilização dos principais softwares de geoprocessamento, podendo ser atribuído cenários climáticos e de uso da terra. O SWAT é calibrado e validado com dados observados em pequenas bacias hidrográficas, devido ao sistema composto de equações que representam a movimentação da água, dos sedimentos e dos nutrientes no ambiente natural (BLAINSKI et al., 2017). No entanto, a maior dificuldade para a aplicação e difusão deste modelo no Brasil, é a necessidade de dados medidos nas bacias estudadas.

Para a construção do P index, ocorre a proposição do mesmo para regiões dos Estados Unidos e Canadá, associando-se o uso do solo e as principais fontes que originam a perda de P no solo (JOOSSE & BAKER, 2011; SHARPLEY et al., 2013; VEITH et al., 2017). Tal método é elaborado a partir da junção de dados observados em campo com análises de Sistemas de Informação Geográfica – SIG. Para a obtenção do índice final avalia-se fatores relacionados com o P disponível no solo e a dinâmica do mesmo no solo, as perdas de solo observadas no local de estudo e a precipitação obtida no período de estudo. Nesse sentido, Bispo et al. (2017) avaliaram a aplicabilidade do P index na bacia da Posses, no município de Extrema/MG em dois cenários de uso do solo: 1º)

aplicação do uso do solo na bacia em estudo; 2º) aplicação da legislação vigente em relação as áreas de preservação permanentes na área da bacia. Os autores observaram que o segundo cenário apresentou as menores perdas de P, devido a maior contribuição de cobertura vegetal no solo e a diminuição da conectividade do escoamento de áreas de lavoura até as drenagens presentes.

Para os Estados Unidos, Veith et al. (2017) utilizaram o P index para avaliar os impactos nas perdas de P a partir das práticas rotacionais de culturas no solo associado com os riscos de perdas de P a partir dos tipos de solos, a topografia do local em estudo e da hidrologia do local. Algumas condições atribuídas a esse índice representam com fidelidade as condições do ambiente, no entanto, as condições relacionadas ao próprio solo e suas características ainda devem ser adicionadas ao modelo para dar maior veracidade ao modelo de perda.

Além das perdas por P que ocasionam processos de danos ao ambiente, a presença de metais pesados pode ocasionar processos de contaminação, dessa maneira, o Índice de Geoacumulação – Igeo apresenta-se como uma ferramenta indicativa da contaminação por metais pesados em sedimentos. No Brasil, Nascimento et al. (2018) utilizaram o Igeo para avaliar os metais Al, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti e Zn nos sedimentos de fundo no período seco e úmido na região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. Os autores observaram que a aplicação do índice indicou as fontes poluidoras por metais pesados para os sedimentos de fundo, a ação antrópica como a principal fonte de contaminação dos mesmos, devido as atividades de mineração que ocorrem na região de estudo, bem como, pelo despejo de efluentes domésticos de maneira direta no corpo hídrico.

Para a região dos pântanos da Mesopotâmia, no Sul do Iraque, Al-Haidarey et al. (2010) aplicaram o Igeo para os metais As, Cd, Co, Cr, Pb e Cu para verificaram as possíveis de contaminação dos pântanos por metais e a associação desta contaminação. Foram estudados 10 pontos amostrais na área de abrangência e foi observado que o Cd, Co, Cu e Pb são os metais que tem ocasionado a contaminação dos pântanos e esta é atribuída à ação das drenagens e represamento dos mesmos.

Em estudo avaliando os potenciais riscos a saúde humana e a contaminação de metais pesados em diferentes usos econômicos em áreas urbanas, Jayarathne et al. (2018) utilizaram o fracionamento químico de metais pesados, bem como os teores disponíveis de Zn, Cu, Pb, Cr, Ni e Cd, em diferentes granulometrias de partículas coletadas no solo. Os autores observaram que ao aplicarem o Igeo o metal que apresentou maior grau de contaminação foi o Cu e Zn, estando atribuídos a fontes antrópicas de contaminação.

Para o rio Xiaoqing, na China, Jiao et al. (2017) ao avaliarem a distribuição espacial e temporal dos metais As, Hg, Cu, Pb, Cr e Cd, associado ao risco potencial ecológico e contaminação em seções do rio em estudo, bem como o risco ambiental para os seres vivos do ambiente. Os autores observaram que, o Hg era o metal pesado analisado que contribuíam significativamente com a contaminação do rio, e que esse processo ocorre devido a alta densidade populacional e industrial que ocorre no entorno do rio.

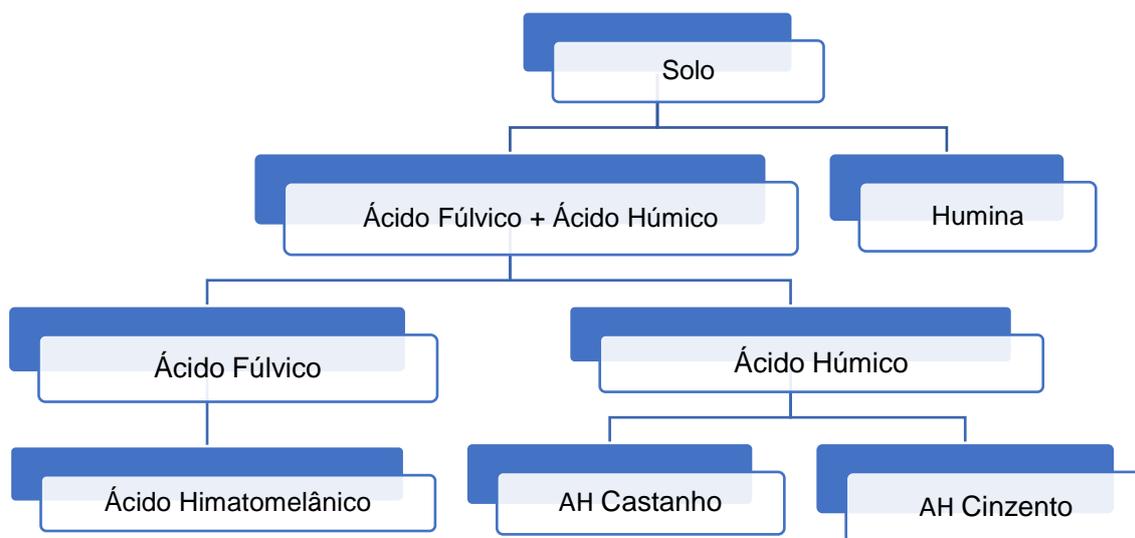
No Sul da China, Xiao et al. (2019) em trabalho desenvolvido no Huixian karst wetland utilizaram o Índice de Geoacumulação – Igeo e o risco potencial ecológico nos sedimentos para observar a distribuição espacial e temporal dos metais Cd, Pb, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, As e Hg, associado a sua correlação no ambiente, sendo que os autores utilizaram treze pontos amostrais de sedimentos, utilizando colunas de sedimentos (10 cm). Os autores observaram que o Mn é o metal em estudo que apresentou as maiores concentrações e que espacialmente os metais encontravam-se na classe 3 do Índice de Geoacumulação, e que os metais Cd, Pb, Zn e Cu resultam de deposição natural e que os demais metais sofrem interferência de atividades industriais e de aplicação de agro-fertilizantes em áreas adjacentes aos locais de estudo.

Para a Região do North Al-Waih, Mar Vermelho na Arábia Saudita, Yousseff et al. (2020) avaliaram a concentração dos metais Al, Cd, Co, Sr, V, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Hg em colunas de sedimentos de 200 cm. O Al foi o metal que apresentou as maiores concentrações e conseqüentemente os maiores índices de geoacumulação, no entanto, os metais Sr e Cd foram os que mais enriqueceram os sedimentos de fundo através de atividades antrópicas.

#### 4.5. Carbono orgânico e Fósforo no solo.

No solo o Carbono é geralmente quantificado como o Carbono Orgânico Total (COT), geralmente por combustão úmida como ocorre para o método Walkley and Black (Walkley and Black, 1934) e pelo método da Embrapa (TEIXEIRA et al., 2017). No entanto, a quantificação do COT pode não refletir de maneira direta a dinâmica do C no solo e o impacto do manejo nos teores desse elemento, dessa forma, a matéria orgânica do solo (MOS) apresenta uma relação mais confiável do manejo dado aos solo, pois a mesma apresenta diferentes funções químicas e de fertilidade, bem como ambientais, sendo que a MOS auxilia na ciclagem dos nutrientes do solo, como ocorre para o N e P (LI et al., 2020), pode formar complexos e quelatos com metais pesados como o Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Ni, Au (TIECHER et al., 2013; CADONÁ et al., 2019), promove a atividade biológica do solo, bem como concentra a maior parte da atividade microbiológica do solo, melhorar a agregação do solo e retenção de água do mesmo (LOSS et al., 2010). Dessa forma, em áreas que ocorre a utilização do solo para as atividades agrícolas, é necessário que o manejo que promovam o acréscimo de resíduos no solo e aumento da atividade microbiana do solo, que ocasionará gradativamente o aumento da MOS (LOSS et al., 2010; LI et al., 2020).

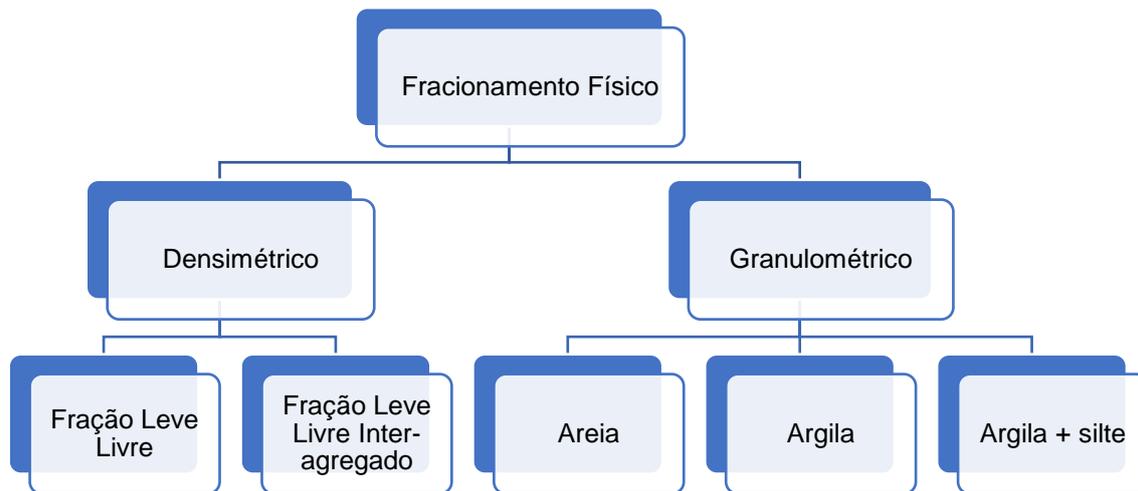
A MOS, apresenta quimicamente frações mais estáveis, conhecidas como frações húmicas, constituídas basicamente pelo Ácido Fúlvico (AF), Ácido Húmico (AH) e Humina, que podem ser separadas em meio alcalino e ácido. A extração mais comum e barata para desenvolvimento de pesquisa é desenvolvida com NaOH e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (MENDONÇA & MATOS, 2005; BENITES et al., 2017), que consegue fracionar a MOS em Humina, AF e AH (Figura 1). Contudo a utilização de outras técnicas tem conseguido quantificar o Ácido Himatomelânico, AH Cinzento e AH Castanho com maior acurácia (SANTANA et al., 2013). Além da quantificação da MOS, podemos desenvolver a qualificação da mesma (CUNHA et al., 2005), avaliando as relações AH:AF, AH+AF/Humina e AF+AH+Humina/COT, a qual nos apresenta relações de estabilidade e indicativo se os sistemas de manejo estão adicionando MO ou retirando das frações estáveis (CUNHA et al., 2005).



**Figura 1.** Esquema de fracionamento químico da MOS.

Quando se associa manejos e usos do solo observamos que é de essencial importância o aumento da MOS para inferir características químicas e físicas do solo. De acordo com Loss et al. (2010) o sistema convencional é o que promove menor quantificação do C das substâncias húmicas quando comparado ao sistema plantio direto e que a adoção de sistemas orgânicos de produção aumenta os teores de carbono orgânico total e humina.

Além do fracionamento químico da MOS, pode ser desenvolvido em amostras de solo o fracionamento físico ou gravimétrico, que consiste basicamente na separação das frações do solo pela sua densidade e granulometria. Nesse tipo de fracionamento ocorre a divisão do solo em cinco frações, sendo fração leve livre (FLL) e a fração leve livre intra-agregado (FLI) associada a densidade do solo e as frações areia, argila e argila + silte associado com a granulometria do solo (MACHADO, 2002; CAMPOS & MACHADO, 2017).



**Figura 2.** Esquema do fracionamento físico da MOS.

No fracionamento físico há uma relação do manejo do solo com a quantidade e qualidade dos agregados do solo, conforme exposto por Santos et al. (2017), que avaliaram os compartimentos de carbono orgânico do solo de campos de murundus, no estado do Mato Grosso, observaram que em áreas que ocorriam o manejo animal, com constante pisoteio ocasionava a degradação do solo e necessitavam de manejo conservacionistas para melhorarem a quantidade de carbono orgânico do solo. Os autores também observaram que em áreas de pastagens que vinham sendo estabelecidas, não alteravam os teores de carbono orgânico quando comparado as áreas de pastagem natural.

Além dos compartimentos de C e dinâmica da MOS, o fósforo (P) tem sido avaliados em diferentes estudos devido a sua essencialidade aos organismos, porém também devido ao alto poder de poluição e/ou contaminação dos ambientes (GATIBONI et al., 2020; HUANG et al., 2019; CHENG et al., 2018). O fósforo é de suma importância para as plantas pois é um dos 17 elementos chamados de “essenciais”, que garantem a boa manutenção das funções metabólicas das mesmas. No entanto, concentrações elevadas de fósforo, associada a condições de luminosidade, disponibilidade de oxigênio e teores de nitrogênio podem ocasionar o processo de eutrofização, que ocorre de maneira naturais, mas que pode ser agravada com quantidades acima do limite do ambiente de desenvolver sua ciclagem. Esse processo pode ocorrer em regiões

com alto despejo de efluentes (CADONÁ et al., 2018), alta concentração industrial (FIA et al., 2015) ou atividades agrícolas (GATIBONI et al., 2020).

Especialmente no solo, existem diferentes formas de P, que podem ser divididas em P mineral ou P orgânico, sendo o P mineral representado especialmente pelas espécies  $\text{HPO}_4^-$  ou  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e o P orgânico vem da adição de resíduos orgânicos (LOURENZI et al., 2015). Em solos agrícolas as maiores perdas de P ocorrem através de processos de lixiviação e/ou percolação, bem como, por erosão. Para os processos de lixiviação e/ou percolação, a problemática ambiental é relevante devido a contaminação por P do lençol freático e para os processos erosivos acarretam problemas ambientais devido ao assoreamento de corpos hídricos e a eutrofização deles que ocorre a partir de partículas de solo carregadas durante eventos de precipitação, aos quais encontram-se cargas de P adsorvido. Em áreas de atividade suinícola, por exemplo, estudos indicam que o principal fator de eutrofização de corpos hídricos é a erosão do solo de áreas que recebem frequentemente aplicação de dejetos de suínos, aos quais estão enriquecidos com P (LOURENZI et al., 2015).

## **5. Artigo I – O fracionamento químico da matéria orgânica do solo como variável na identificação de fontes discriminantes de perdas de solo em bacia hidrográfica rural no Sul do Rio Grande do Sul.1**

**Resumo:** A identificação de fontes de sedimentos em escala de bacias hidrográficas, em especial as de pequeno porte é necessário para que se conheça onde ocorrem os maiores processos erosivos dentro do local de estudo, bem como o planejamento de ações que evitem ou amenizem esses processos. Nesse sentido, a aplicação da técnica do *fingerprinting* em bacias hidrográficas de pequeno porte tem se mostrado uma técnica eficaz para a identificação das fontes de sedimentos, sendo amplamente utilizada nas pesquisas no Sul do Brasil. O presente estudo possui o objetivo de selecionar variáveis geoquímicas e de fracionamento químico da matéria orgânica do solo que possam ser utilizadas para a distinção das fontes produtoras de sedimentos em escala de bacia hidrográfica que é utilizada para abastecimento humano. Para isto foi desenvolvido estudo na Bacia Hidrográfica do Epaminondas, no município de Pelotas, Sul do Rio Grande do Sul. A bacia em questão corresponde a 70% da área de drenagem da barragem do Santa Bárbara, ao qual por sua vez corresponde a 60% do abastecimento da cidade de Pelotas/RS. O período de estudo é compreendido entre os meses de Julho/2018 a Dezembro/2019, e neste período foram realizadas coletas periódicas de sedimentos e de solos das fontes classificadas como originárias e realizadas nestas análises químicas e de granulometria. Para que ocorresse a identificação das fontes foram utilizados dois testes estatísticos e o teste de Kruskal-Wallis e uma função multivariada discriminante, de todos os pontos analisados. Observou-se que a geoquímica básica não foi capaz de identificar e separar as fontes de sedimentos, necessitando de mais variáveis químicas para a completa identificação. Por outro lado, as frações estáveis da matéria orgânica do solo e as relações com o carbono orgânico total do solo, se apresentaram com boa capacidade de identificação de sedimentos.

**Palavras-chave:** Sedimento; Fontes de sedimentos; Variável traçadora; Geoquímica; *Fingerprinting*.

**Abstract:** The identification of sources of scale sediments on a drainage basin, especially in small ones, are necessary in order to know where the most prominent erosive processes are located, as well as to formulate action plans to prevent or mitigate these processes. In this matter, the fingerprinting technique has shown its effectiveness in identifying sediment sources in small drainage basins as it is widely employed in the southern states of Brazil. This study aims to select geochemical variables and chemical fractioning of the soil organic matter to be used to distinguish the sources of scale sediments on a drainage basin that is utilized as a drinking water supply. The study was developed in the Epaminondas Hydrographic Basin in the municipality of Pelotas, located in the south region of Rio Grande do Sul state, Brazil. The basin corresponds to 70% of the drainage area of the Santa Bárbara basin, which is responsible for 60% of the drinking water supply of Pelotas's municipality. The study period was between July 2018 to December 2019, where periodically sediment and soils samples, herein classified as from the original source, were collected to be analyzed chemically and granulometrically. The soil source identification was made using two statistical tests: the Kruskal-Wallis test and a

---

1 Artigo elaborado conforme as regras da Revista Ciência e Agrotecnologia.

discriminating multivariate function, in which all points were analyzed. It was observed that basic geochemistry could not identify and separate the sources of sediments, requiring more chemical variables for complete identification. On the other hand, the stable fractions of the soil organic matter and the relationships with the soil total organic carbon have presented as a good methodology to identify sediments.

**Key-words:** Sediment; Sediment sources; Plotting variable; Geochemistry; Fingerprinting

### 5.1. Introdução

A erosão tem alto potencial de degradação no local e fora do local onde ocorre a erosão, em bacias hidrográficas rurais. A identificação das fontes produtoras de sedimentos é uma importante estratégia para manejar o solo de forma adequada por meio da melhoria e/ou da adequação do manejo do solo em áreas de maior produção de sedimentos.

Os modelos de identificação das principais fontes produtoras de sedimentos são continuamente adaptados e testados (MIGUEL, 2014a; ZHOU et al., 2016) O conhecimento básico as características geoquímicas das fontes (diferentes usos da terra em diferentes tipos de solos, estradas, canais fluviais) e dos sedimentos é possível identificar qual fonte contribui mais com a carga de sedimentos em suspensão que chega no leito dos cursos de água. Essa identificação pode ser realizada pelo método *fingerprinting* (MINELLA et al., 2009; MIGUEL et al., 2014a; TIECHER et al., 2014; RODRIGUES et al., 2018; BISPO et al., 2020).

O método *fingerprinting* está baseado na utilização de traçadores geoquímicos para a determinação da fonte dos sedimentos e a variabilidade dos mesmos apresentada pelos mesmos dentro da bacia hidrográfica. O método *fingerprinting* foi inicialmente proposto para bacias hidrográficas de grandes extensões territoriais (COLLINS & WALLING, 2002), contudo, foi bem adaptada para estudos de pequenas bacias hidrográficas, em especial, no Sul do Brasil (MINELLA et al., 2009; MIGUEL et al.,

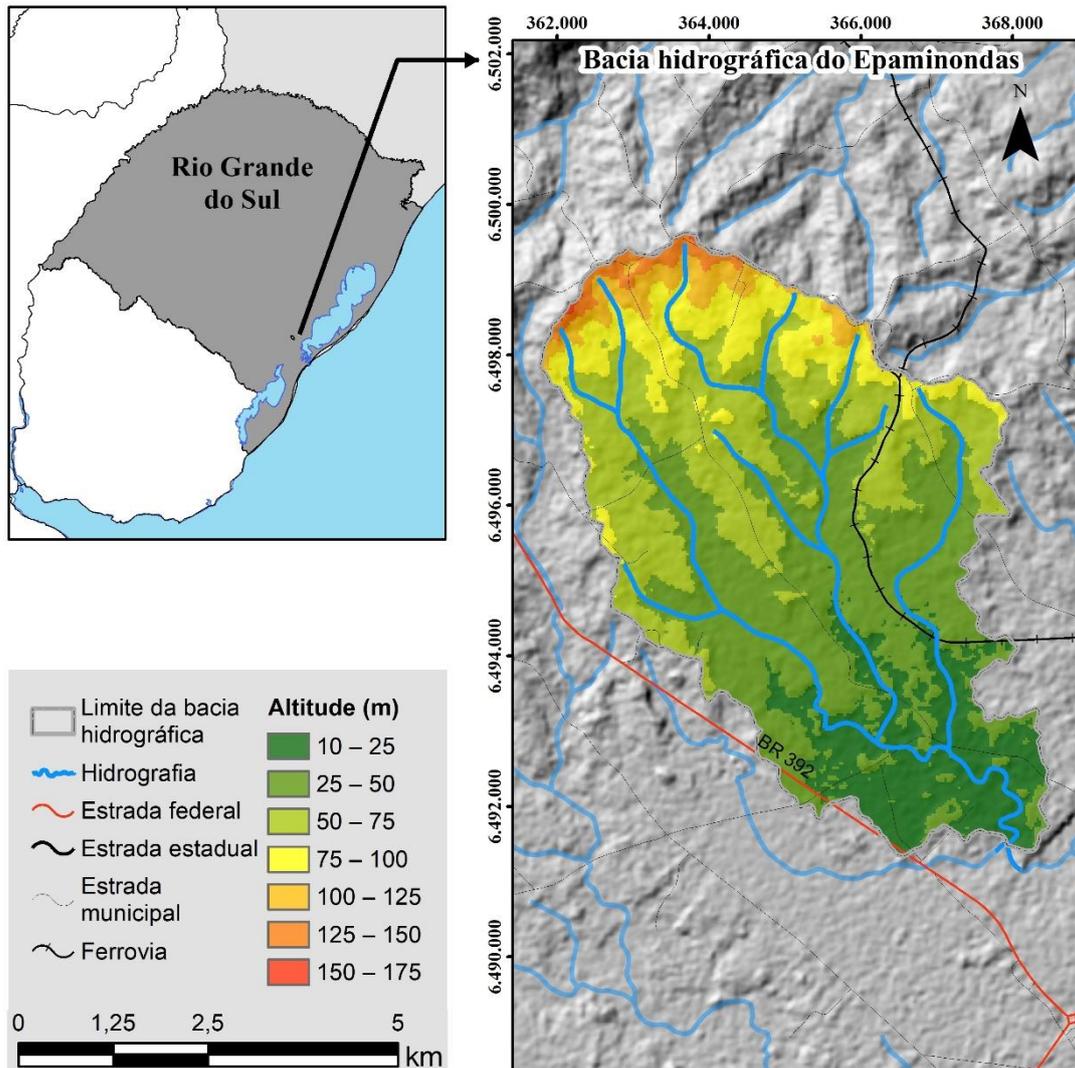
2014a; RODRIGUES et al., 2018). Esse processo de adaptabilidade para pequenas bacias, auxilia na melhoria das ações de uso e manejo do solo, visando a diminuição da perda de solo.

O carbono orgânico se comporta como uma variável traçadora potencial dos processos erosivos nos modelos de predição ou identificação de fontes de produção de sedimentos em suspensão (MINELLA et al., 2009; MIGUEL et al., 2014a; TIECHER et al., 2014; JIN et al., 2015; LIN et al., 2015; ZHOU et al., 2016; ZHAO et al., 2017; RODRIGUES et al., 2018; BISPO et al., 2020). A partir disto, é possível que frações desse carbono como, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e a humina, quando usados na modelagem, possam discriminar mais ainda a origem dos sedimentos dentro de uma bacia hidrográfica. Para que isso pudesse ser provado este estudo objetiva avaliar se os traçadores geoquímicos associados com variáveis do fracionamento química da matéria orgânica do solo, sendo a fração Ácido Fúlvico, Ácido Húmico e Humina, para identificar as principais fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural, que apresenta predomínio de solos arenosos.

## *5.2. Material e Métodos*

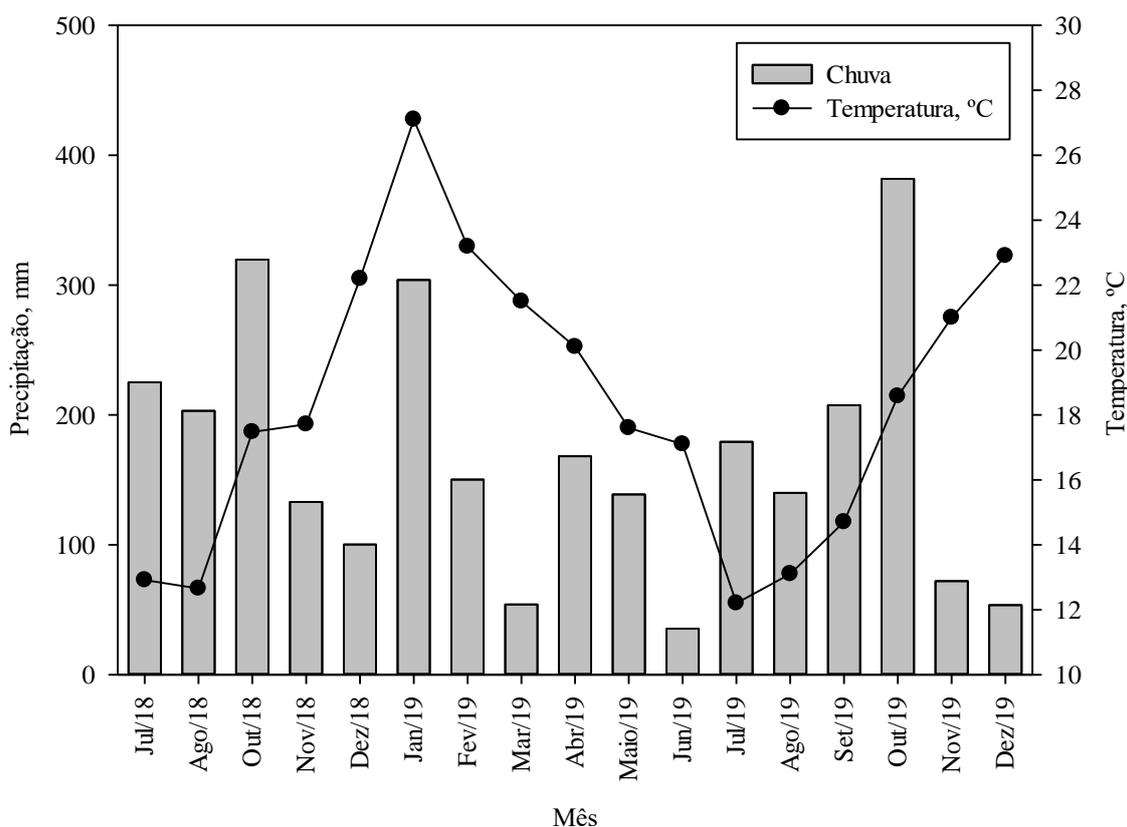
### *5.2.1 Local de estudo*

O estudo foi conduzido em uma sub-bacia hidrográfica da Barragem do Arroio Santa Bárbara (BASB) denominada de Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE), localizada no município de Pelotas/RS, contando com área de aproximadamente 33,3 km<sup>2</sup> (Figura 3) e corresponde a aproximadamente 70% da BASB, que abastece parte do município de Pelotas/RS.



**Figura 3.** Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

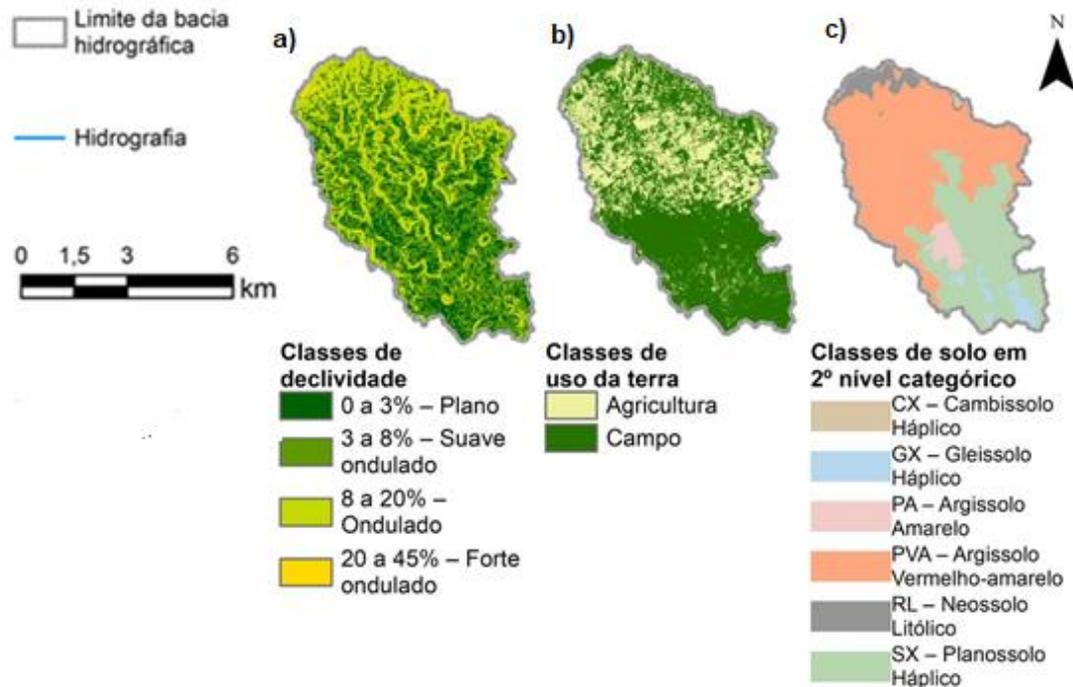
O clima do local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas médias em 18,4 °C, com precipitação entorno dos 1393,9 mm (KLUMB et al., 2018). Durante o período de estudo (Julho/2018 – Dezembro/2019) foram totalizados 2.919 mm e temperatura média de 18,4 °C (Figura 4), através dos dados retirados da Estação Agrometeorológica da Embrapa – Sede Pelotas/RS ([http://agromet.cpact.embrapa.br/online/Current\\_Monitor.htm](http://agromet.cpact.embrapa.br/online/Current_Monitor.htm)).



**Figura 4.** Temperatura (°C) e Precipitação (mm) para o período de estudo (Julho/2018 a Dezembro/2019) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

### 5.2.2. Características fisiogeográficas da bacia em estudo

Para o desenvolvimento do presente estudo a BHE foi dividida em áreas conforme o uso desenvolvido (Figura 5b), ficando dividido Campo Sujo (CS) e Lavoura (L), estando as áreas de CS de revegetação com eucalipto e vegetação nativa; áreas de campo sem manejo mas com utilização esporádica para criação de animais; áreas de campo nativo sem manejo mas utilizadas sequencialmente para a criação de animais, e as áreas de L onde ocorre a produção através de monocultivo de verão (soja e/ou milho).



**Figura 5.** Mapa das declividades (a), usos da terra (b) e dos tipos de solo (c).

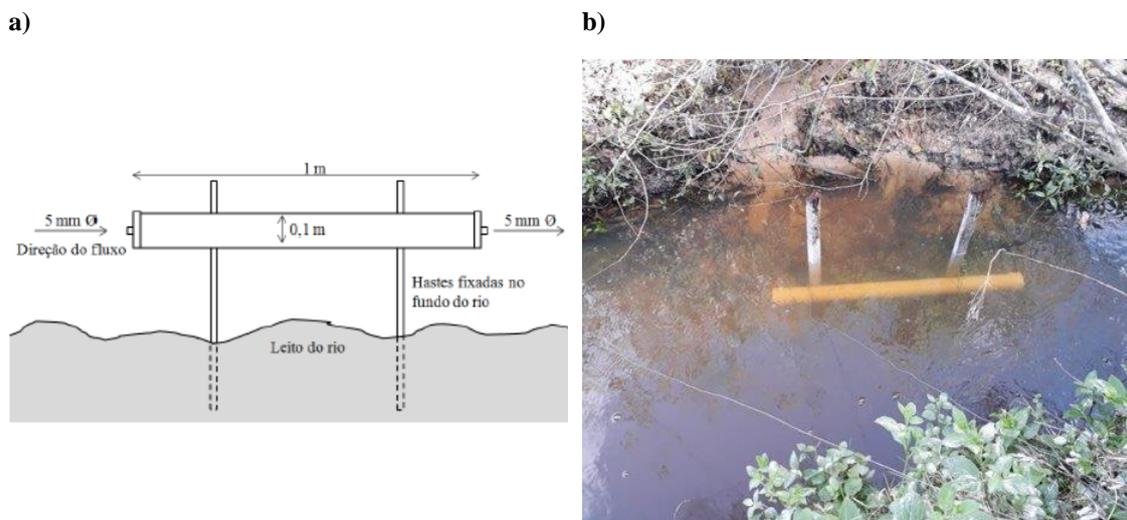
As áreas de Lavoura correspondem a 33,07% ou 1092,00 há e as Campo Sujo totalizam 60,63% ou 2002,13 ha de área analisada. Para a BHE foi desenvolvido um modelo digital de elevação, ao qual apresentou a declividade, em %, para a bacia (Figura 5a). No total da BHE os solos são classificados como Plano, com declividade entre 0 e 3% e Suave Ondulado, com declividade entre 3% e 8%. Essa característica de declividade na bacia proporciona características de tipos de solos, como os Planossolos e Gleissolos em áreas planas, e Argissolos em áreas com declividade maior, como é observado na BHE. Observa-se que a BHE apresenta algumas áreas no montante mais declivosas, que original solos mais rasos como o Cambissolos e Neossolos.

Com relação aos solos da BHE, foi desenvolvido o levantamento de classes de solos (Figura 5c), onde foram descritas sete classes de solos, sendo CX: CAMBISSOLO HÁPLICO; RL: NEOSSOLO LITÓLICO; PA: ARGISSOLO AMARELO; PVA: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO; SX: PLANOSSOLO HÁPLICO; GX: GLEISSOLO HÁPLICO; PVA: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO. Conforme

observado na Figura 5c, a prevalência de Cambissolo e Neossolo ocorre na área mais declivosa da bacia, os Argissolos na porção mediana e Planossolos e Gleissolos na porção mais baixa da BHE.

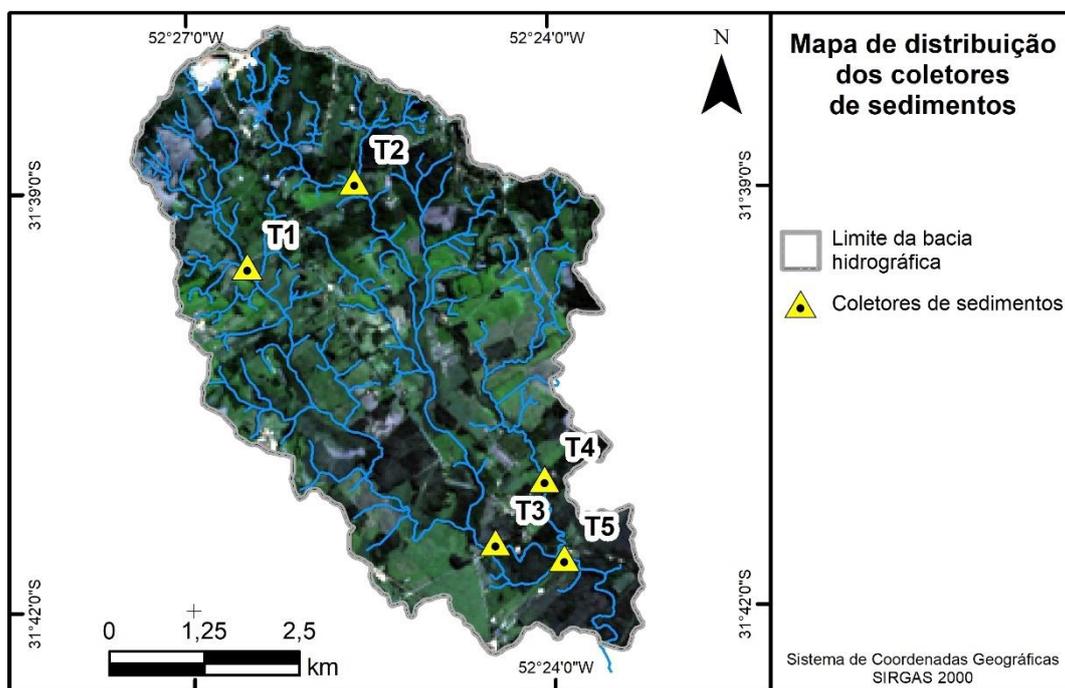
### 5.2.3. Amostragem em campo

Para o desenvolvimento do presente estudo foram utilizadas coletas de sedimentos em suspensão (torpedos) na calha das drenagens presentes na bacia através de coletores fixados no leito das drenagens. Os equipamentos consistem em um cano de PVC de 75 mm/80 cm, fechados em ambas as extremidades e com pequenos orifícios em cada ponta para a entrada de material (Figura 6).



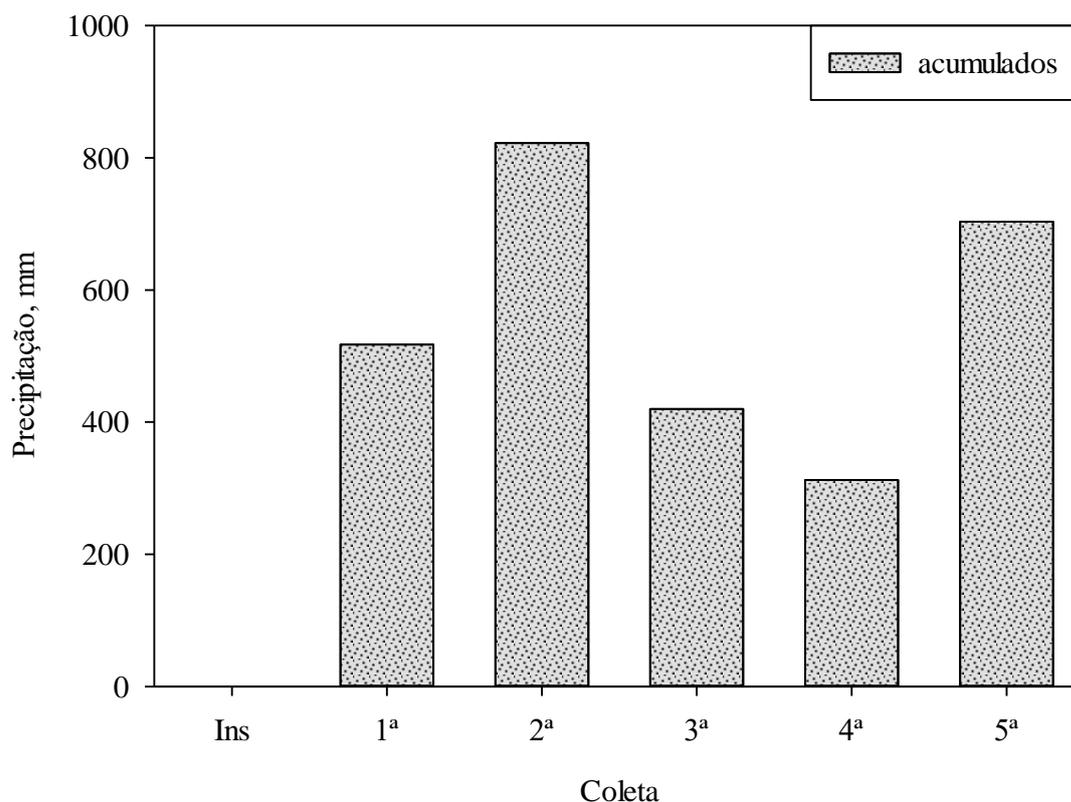
**Figura 6.** Esquema coletor de sedimentos em suspensão (a) e coletor instalado no leito de drenagem (b).  
Fonte: arquivo pessoal.

Para a análise dos sedimentos depositados no torpedos, foram realizadas coletas com frequência aproximada de dois meses, onde calculou-se este período suficiente para acúmulo considerável de material. Os coletores foram instalados em cinco pontos (Figura 7), sendo dois coletores em cada ponto como repetição, estando necessariamente um ponto no exutório da bacia.



**Figura 7.** Mapa de distribuição dos cinco coletores de sedimentos em suspensão para a Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Ao longo do período de estudo (Julho/2018 a Dezembro/2019) foram realizadas ao todo cinco coletas de sedimentos, no entanto somente em duas ocorreu acúmulo considerável de material nos torpedos, estando a coleta de março de 2019 e dezembro de 2019 englobadas nesse processo. Dessa forma, sabe-se que o período de coleta em estudos futuros pode ocorrer em período de seis meses e conforme o regime pluviométrico do ano de coleta. Observa-se que no momento da instalação dos torpedos, que se iniciou em 13/07/2018, até a primeira coleta (21/09/2018) ocorreu um acumulado de 517,42 mm, para a segunda coleta (14/02/2019) um acumulado de 822,40 mm, na terceira coleta (03/06/2019) um acumulado de 419,80 mm, para a quarta coleta (22/08/2019) um acumulado de 312,20 mm e para a quinta coleta (05/12/2019) um acumulado de 703,40 mm, conforme apresentado na figura 8.



**Figura 8.** Precipitação acumulada (mm) para a BHE durante o período entre coletas de sedimentos. Ins = 13/07/2018; 1ª coleta = 21/09/2018; 2ª coleta = 14/02/2019; 3ª coleta = 03/06/2019; 4ª coleta = 22/08/2019; 5ª coleta = 05/12/2019

#### 5.2.4. Análises químicas e física

Nas amostras de solos (fontes) e de sedimentos foram avaliados a composição granulométrica, os teores de alumínio (Al), carbono orgânico total (COT), cálcio (Ca), fósforo (P), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), Fe-oxa (extraído com Oxalato Ácido de Amônio), Mn-oxa (extraído com Oxalato Ácido de Amônio), P e C do fracionamento químico da Matéria Orgânica do Solo.

A composição granulométrica foi determinada pelo método da pipeta, conforme preconizado por Teixeira et al. (2017). Os teores de Ca e Mg disponível foram extraídos com KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, os teores de Ca e Mg disponível foi realizada a leitura em

espectrofotômetro de absorção atômica (EAA), conforme descrito em Tedesco et al. (1995).

Os teores de P, K e Na disponível foram extraídos pela solução Mehlich-1, os teores de P disponível determinados por colorimetria e os teores de K e Na disponíveis determinados em fotômetro de chama, conforme descrito em Tedesco et al. (1995). Os teores de Fe e Mn foram extraídos por Oxalato de Amônio 0,2 mol L<sup>-1</sup> pH 3,0 (SCHWERTMANN, U., 1964; McKEAGUE & DAY, 1966) e determinados no EAA. Para os teores de COT foram determinados conforme Teixeira et al. (2017) e o fracionamento químico da Matéria Orgânica do Solo – MOS foi realizado conforme Benites et al. (2017) com determinação dos teores de Carbono, das frações Ácido Fúlvico (FAF), Ácido Húmico (FAH) e Humina (H) (BENITES et al., 2003) e de P das frações FAF e FAH conforme Tedesco et al. (1995).

A partir dos teores do fracionamento químico da MOS, foram propostos 8 índices relacionados a estabilidade da mesma, sendo: (i) AH/AF a relação entre os teores de Ácido Húmico sobre Ácido Fúlvico, (ii) SH/H a relação da soma de AH+AF sobre os teores de Humina; (iii) IH sendo a relação entre a soma AH + AF + Humina sobre os teores de COT; (iv) SH é a soma das frações Ácido Húmico e Ácido Fúlvico; (v) AF/COT a relação entre os teores de Ácido Fúlvico sobre COT; (vi) AH/COT a relação entre os teores de Ácido Húmico sobre COT; (vii) H/COT a relação ente os teores de Humina sobre os de COT e (viii) SH/COT que a relação das substância húmicas solúveis sobre os teores de COT.

#### *5.2.5 Análises estatísticas*

Após as determinações das características químicas, dois procedimentos de análise estatística foram realizados. A primeira etapa da análise estatística constitui em

estabelecer o conjunto de variáveis com capacidade de discriminar as fontes, ou seja, as variáveis precisam apresentar diferenças significativas na sua concentração entre as fontes a serem identificadas e que haja manutenção desta propriedade durante a remoção e o transporte dos materiais das fontes, até a calha do rio.

Para a discriminação das fontes de sedimento na bacia em estudo, serão utilizadas duas etapas estatísticas: sendo a primeira a seleção de variáveis com boa capacidade discriminante entre as fontes e no segundo momento a aplicação de uma função discriminante multivariada.

Para a primeira etapa foram utilizados o teste Kruskal-Wallis (H) e o teste de Mann-Whitney (U). O teste de Kruskal-Wallis é classificado como um teste não-paramétrico, onde é permitido testar a hipótese nula de que as fontes são provenientes de uma mesma população e para o teste de Mann-Whitney é classificado como um teste paramétrico, onde é permitido testar a hipótese nula de que as fontes são provenientes de populações diferentes.

Nestes testes são definidos quais variáveis apresentam diferença estatística entre as fontes de sedimentos, as quais podem ser utilizados como variáveis traçadoras. O teste foi aplicado para cada variável, verificando sua capacidade individual em discriminar as fontes (Equação 1), sendo aplicada para avaliar as variáveis com três fontes de sedimentos. Para a avaliação com duas fontes de sedimentos utilizou-se o teste de Mann-Whitney (U), conforme equação 2.

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{s=1}^k \frac{R_s^2}{n_s} - 3(n+1) \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:  $R_s$  se refere à soma dos “ranks” ocupados pela fonte  $s$ , sendo  $n_s$  o número de observações da fonte  $s$ ;  $n$ , a soma dos  $n_s$ 's; e  $k$ , o número de fontes.

$$U = N_1 N_2 + \frac{N_1(N_1+1)}{2} - R_1 \quad \text{Eq. 2}$$

Onde: R é a soma das ordens de classificação de elementos da primeira sub-amostra; N1/N2 o número de observações da fonte.

O segundo teste foi uma função discriminante multivariada que determina o número mínimo de variáveis que maximiza a discriminação das fontes. O método é baseado no parâmetro Lambda de Wilks ( $\Lambda^*$ ) da análise de variância multivariada e o critério utilizado pelo modelo estatístico é a minimização de  $\Lambda^*$  (Equação 3). Não existe capacidade discriminante (as fontes são consideradas iguais) do conjunto de variáveis selecionadas quando  $\Lambda^*$  é próximo de 1. Valores próximos de 0 ocorrem quando a variabilidade dentro do grupo é pequena em comparação com a variabilidade total, isto é, em a maior parte da variabilidade total pode ser atribuída à diferença entre os grupos.

$$\Lambda^* = \frac{|W|}{|B+W|} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde  $|W|$  é o determinante da matriz da soma dos quadrados devido ao erro, enquanto  $|B + W|$  representa o determinante da matriz da soma dos quadrados totais. A equação 4 descreve a relação matemática entre as proporções das fontes e as variáveis das fontes e dos sedimentos em suspensão (WALLING & WOODWARD, 1995).

$$y_i = \sum_{s=1}^n a_{is} P_s (s = 1, 2, \dots, n) e (i = 1, 2, \dots, m) \quad \text{Eq. 4}$$

Em que  $y_i$  é o valor da variável  $i$  obtida no sedimento em suspensão, quais são os coeficientes do modelo linear (concentração do elemento químico  $i$  na fonte  $s$ ) e  $P_s$  é a proporção da massa da fonte  $s$ , que podem ser apresentados como um conjunto de funções lineares de  $m$  variáveis e  $n$  fontes. Para determinar os valores de  $P$  foi utilizada uma função objetivo (WALLING & WOODWARD, 1995). A solução é encontrada por meio de um processo iterativo objetivando minimizar o valor de  $R$  (f mincon) (Equação 5).

No processo de minimização, os valores de P ficam sujeitos a 2 restrições: ser maiores ou iguais a zero e menores ou iguais a 1 (Equação 6); e a soma dos P deve ser igual a 1 (Equação 7).

$$R = \sum_{i=1}^m \left\{ \frac{C_i - (\sum_{s=1}^n P_s C_{si} Z_s)}{C_i} \right\}^2 \quad \text{Eq. 5}$$

$$0 \leq P_s \leq 1 \quad \text{Eq.6}$$

$$\sum_{s=1}^g P_s = 1 \quad \text{Eq. 7}$$

Onde: m é o número de elementos químicos selecionados como variáveis traçadoras; n, o número de fontes; Ci, a concentração da variável traçadora i na amostra de sedimento em suspensão; Ps, a proporção de contribuição da fonte s; Csi, o valor médio da variável traçadora i obtido na fonte s; e Zs, o fator de correção granulométrica da amostra da fonte s.

Para confirmar a capacidade discriminante, deve-se calcular o Erro Relativo Médio, a partir dos valores das concentrações dos elementos químicos e o valor predito pelo modelo a partir da equação 8.

$$ERM = \sum_{i=1}^m \left\{ \frac{(C_i - \sum_{s=1}^n P_s C_{si})}{m} \right\} \quad \text{Eq. 8}$$

### 5.3 Resultados e Discussão

A concentração média (mg kg<sup>-1</sup>) das variáveis analisadas nos sedimentos e nas fontes é apresentada na Tabela 1. A partir das concentrações das variáveis analisadas foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (H), ao qual esse teste não-paramétrico permite

diferenciar quais variáveis podem apresentar capacidade discriminante e os resultados do mesmo são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 1.** Concentração média ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e composição granulométrica média ( $\text{g kg}^{-1}$ ) das variáveis analisadas para os sedimentos e para as fontes na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Variável	Concentração média – $\text{mgkg}^{-1}$			
	Sedimento	Canal	Campo Sujo	Lavoura
Al	4,44	8,39	10,90	10,97
Ca	394,16	311,76	320,06	258,76
COT	8789,21	11678,08	15194,23	15052,32
C – FAF	6289,59	6080,09	4127,76	4628,98
C – FAH	5443,52	8344,95	6621,24	6163,93
C - H	7058,88	1740,22	2207,32	2236,87
Fe	168,04	77,47	61,47	36,51
K	152,41	79,88	93,80	77,42
Mg	101,79	107,15	100,61	91,49
Mn	186,83	46,73	71,82	57,23
Na	306,95	57,63	39,64	33,96
P	20,54	19,59	8,96	23,84
P – FAF	56,81	145,98	153,52	131,75
P – FAH	5,74	246,56	207,63	226,11
AH/AF	0,91	1,89	4,22	2,05
SH/H	0,66	0,15	0,29	0,33
IH	2,56	1,83	1,21	1,26
SH	11733,11	14425,04	10749,00	10792,91
AF/COT	0,89	0,72	0,46	0,47
AH/COT	0,76	0,94	0,56	0,54
H/COT	0,90	0,17	0,18	0,20
SH/COT	1,65	1,66	1,03	1,06
Fração	Quantidade – $\text{g kg}^{-1}$			
Areia		673,00	620,00	617,00
Argila		129,00	126,00	127,00
Silte		198,00	254,00	256,00

COT – Carbono Orgânico Total; FAF – Fração Ácido Fúlvico; FAH – Fração Ácido Húmico; AH – Ácido Húmico; AF -Ácido Fúlvico; H – Humina; IH – Índice de Humificação; SH – Substâncias Húmicas solúveis (AH+AF).

O teste de Kruskal-Wallis (H) resultou na seleção de sete variáveis com capacidade discriminante dentro do total de variáveis analisadas (Tabela 2) e a partir destas variáveis selecionadas aplicou-se o parâmetro de Lambda de Wilks ( $\Lambda^*$ ) que otimiza a capacidade discriminantes das variáveis anteriormente selecionadas pelo teste de Kruskal-Wallis. Embora a análise discriminante tenha selecionado um conjunto de variáveis que minimizassem o valor de Wilk's Lambda, esse conjunto não foi capaz de identificar as fontes produtoras de sedimentos, pois o erro relativo médio foi superior a

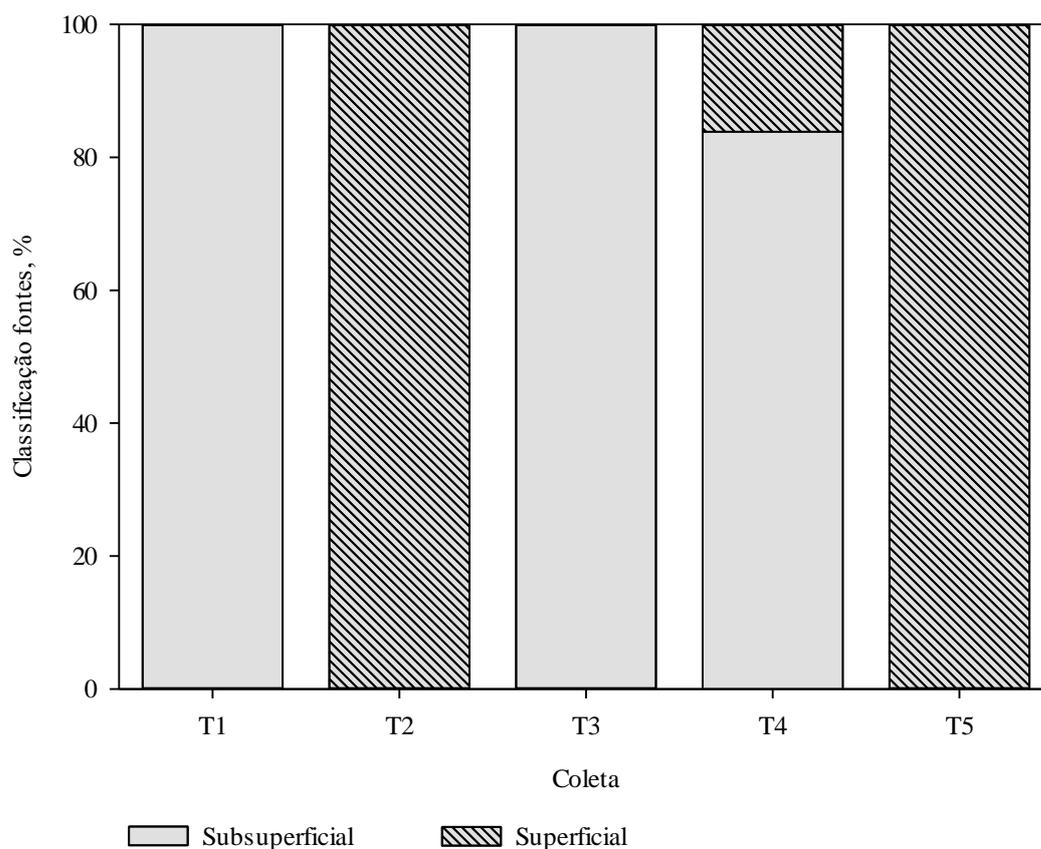
15%, que é definido o limite aceitável para a estimativa da proporção das fontes de produção dos sedimentos com o conjunto de variáveis selecionadas pela análise discriminante e com mínimo Wilk's Lambda (Tabela 2). Esse processo de inclusão de todos os sedimentos em uma única fonte, tem sido relacionada a pequena quantidade de variáveis selecionadas no modelo, e pela variação dos teores das variáveis analisadas, que podem sofrer instabilidade dentro da bacia hidrográfica, através das relações de deposição e carreamento dos sedimentos. No segundo momento, com a aplicação do teste de Mann-Whitney, das 22 variáveis iniciais, 9 foram selecionadas com capacidade de discriminação das fontes produtoras de sedimentos superficial e subsuperficial (Tabela 2).

No entanto, ao utilizar duas fontes originárias de sedimentos foi possível selecionar que o T4 na coleta 5 foi o único ponto de coleta (torpedo) que diferenciou a origem dos sedimentos, sendo 83,86% originário de amostras subsuperficial (canal) e 16,14% de áreas de amostras superficial (campo sujo e lavoura), com um erro de 13,24% (Figura 9). Para a coleta 5 nos pontos de coleta T1 ocorreu um erro de 37,33%, para o T2 um erro de 29,31%, para o T3 um erro de 219,30% e para o T5 de 357,49% na diferenciação da origem dos sedimentos (Canal ou Campo Sujo), bem como para os pontos T1 e T3 ocorre a contribuição somente Subsuperficial (Canal) e para o T2 e T5 ocorre a contribuição somente Superficial (Campo Sujo e Lavoura), conforme demonstrado na figura 9.

**Tabela 2.** Variáveis selecionadas pelo Kruskal-Wallis e teste de Lambda de Wilks ( $\Lambda^*$ ) para as variáveis analisadas.

Variável	Kruskal-Wallis		Variável	Lambda de Wilks		% corretamente classificada	Variável	Mann-Whitney		Variável	Lambda de Wilks		% corretamente classificada
	H	p		$\Lambda^*$	p			H	p		$\Lambda^*$	p	
Al	3,20	0,20	P	0,85	0,00	47,67	Al	295,00	0,08	P	0,79	0,00	71,92
Ca	2,50	0,29	Na	0,76	0,02	54,65	Ca	353,50	0,40	COT	0,68	0,02	77,19
COT	5,02	0,08	SH/H	0,71	0,15	58,13	COT*	279,50	0,04	SH/H	0,67	0,23	80,70
C – FAF	4,51	0,11	AH/C	0,69	0,31	62,79	C – FAF*	274,50	0,04				
C – FAH	5,75	0,06					C – FAH	301,00	0,09				
C - H	3,59	0,17					C - H	311,50	0,13				
Fe	4,32	0,12					Fe	291,50	0,07				
K	1,08	0,58					K	348,50	0,36				
Mg	1,92	0,38					Mg	333,00	0,24				
Mn	0,24	0,89					Mn	377,00	0,64				
Na*	8,09	0,02					Na*	300,00	0,09				
P*	14,48	0,00					P*	182,00	0,00				
P – FAF	0,42	0,81					P – FAF	369,50	0,56				
P – FAH	0,02	0,99					P – FAH	400,00	0,92				
AH/AF	4,92	0,09					AH/AF	295,00	0,08				
SH/H*	9,55	0,01					SH/H*	244,00	0,01				
IH*	6,96	0,03					IH*	246,00	0,01				
SH	4,55	0,10					SH	292,00	0,07				
AF/COT*	7,26	0,03					AF/COT*	247,00	0,01				
AH/COT*	6,18	0,05					AH/COT*	262,00	0,02				
H/COT	0,78	0,68					H/COT	360,00	0,46				
SH/COT*	7,13	0,03					SH/COT*	245,00	0,01				

COT – Carbono Orgânico Total; FAF – Fração Ácido Fúlvico; FAH – Fração Ácido Húmico; AH – Ácido Húmico; Ácido Fúlvico; H – Humina; IH – Índice de Humificação; SH – Substâncias Húmicas solúveis (AH+AF). \* Variável classificada com boa capacidade discriminante.



**Figura 9.** Proporção de contribuição de cada fonte de sedimentos para os pontos de coleta.

O fato de que o modelo matemático não teve êxito na determinação da proporção de contribuição de cada fontes de produção de sedimentos ou o erro médio encontrado não foi aceitável pode estar associado a baixa quantidade de variáveis químicas que foram analisadas, onde segundo Zhou et al. (2016) os autores utilizaram o método *fingerprinting* para a identificação de fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica com intensa atividade antrópica e obtiveram após a aplicação do teste de Kruskal-Wallis (H) a redução de 23 variáveis inicialmente adicionados ao modelo, para a finalização com 5 variáveis que podem ser utilizadas como variáveis traçadoras e que indicam a contribuição de cada fonte de sedimentos. Os autores ainda ressaltam que esse teste estatístico serve para minimizar erros nas amostras selecionadas, ou seja outliers ficaram fora da análise

estatística, no entanto, a quantidade de fontes de amostras e o número de amostras deve ser maximizado.

Independente do teste aplicado (Kruskal-Wallis e Mann-Whitney) o P e SH/H foram identificados com capacidade para identificar as fontes de sedimentos, que não foi confirmado ao final da aplicação da técnica multivariada. Isso decorre devido a instabilidade desse elemento no ambiente, ocorrendo processos de dessorção e adsorção do P disponível com a fração argila nos sedimentos e sua relação com a eutrofização de corpos hídricos. Juntamente com o P e o SH/H, o COT, o AH/C e o Na, indicaram que são boas variáveis para a identificação das fontes de sedimentos. Isso ocorre pois o carbono quantificado no fracionamento químico da matéria orgânica do solo é considerado como estável no solo (LOSS et al., 2010; YANG et al., 2021), pois mantém a sua concentração nos sedimentos provenientes das fontes de produção de sedimentos. Para o Na o mesmo apresenta instabilidade no solo (NOSRATI et al., 2021), em especial, em bacias hidrográficas que solos que apresentem caráter sódico e solódico, as quais são classificadas como aquelas que apresentam quantidades elevadas de Na ( $\text{cmol Kg}^{-1}$ ). Também ocorre instabilidade do Na devido aos fluxos de água que ocorrem no solo, em especial, em solos hidromórficos, onde a variação do lençol freático faça com que os teores desses elementos variem conforme a posição da paisagem.

#### *5.4. Conclusões*

Embora algumas variáveis do fracionamento da MO tenham diferenciado as fontes e tenham sido selecionadas para compor o conjunto de amostras selecionado pela análise discriminante com minimização dos erros, elas não foram eficientes em indicar as fontes de contribuição dos sedimentos e a contribuição percentual de cada fontes para a

grande maioria dos pontos e períodos amostrados, pois apenas uma amostra teve erro percentual dentro do limite aceitável.

### 5.5. Referências Bibliográficas

AMORIM, F.F.; BEZERRA DA SILVA, Y.J.A.; NASCIMENTO, R.C.; BEZERRA DA SILVA, Y.J.A.; TIECHER, T.; ARAÚJO DO NASCIMENTO, C.W.; MINELLA, J.P.G.; ZHANG, Y. UPADHAYAY, H.R.; PULLEY, S.; COLLINS, A.L. Sediment source apportionment using optical composite signatures in a rural catchment, Brazil. **Catena**, v.202, p. 1-16, 2021

BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O. de A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Comunicado Técnico Embrapa nº16, 7 p., Rio de Janeiro, 2003.

BISPO, D.F.A.; BATISTA, P.V.G.; GUIMARÃES, D.V.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; QUINTON, J.N. Monitoring land use impacts on sediment production: a case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environment services. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.44, p. 1-15, 2020

CHEN, F.; FANG, N.; SHI, Z. Using biomarkers as fingerprinting properties to identify sediment sources in a small catchment. **Science of the Total Environment**, v.557-558, p.123-133, 2016

COLLINS, A.L. & WALLING, D.E. Select fingerprint properties for discrimination potential suspended sediment source in rivers basins. **Journal of Hydrology**, 261, 218-244, 2002

LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; SCHULTZ, N.; DOS ANJOS, L.H.C.; DA SILVA, E.M.R. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. *Bragantia*, v.69, n.4, p. 913-922, 2010

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F. de A.; MOURA-BUENO, J.M.; TIECHER, T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.585 – 598, 2014a

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G, H.; CLARKE, R.T. Método “fingerprinting” para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.633-638, 2009

NOSRATI, K.; AKBARI-MAHDIABAD, M.; FIENER, P.; COLLINS, A.L. Using different size fractions to source fingerprinting fine-grained channel bed sediment in a large drainage basin in Iran. *Catena*, v. 200, p. 1-13, 2021

RODRIGUES, M.F.; REICHERT, J.M.; BURROS, R.A.; FLORES, E.M.M.; MINELLA, J.P.G.; RODRIGUES, L.A.; OLIVEIRA, J.S.S.; CAVALCANTE, R.B.L.

Coarse and fine sediment source in nested watersheds with eucalyptus forest. **Land Degradation Development**, v.29, p. 2237-2253, 2018

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit saurer Ammoniumoxalat-Lösung. *Z. Pflanzenernähr.* **Bodenkd**, v.105, 1964, p. 194-202

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim Técnico nº 5, 2ª ed. rev. e amp., Porto Alegre: Departamento de Solo, UFRGS, 1995, 174 p.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Org.) **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3ª ed. rev. amp. 574 p., 2017

TIECHER, T.; MINELLA, J.P.G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J.W.R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L.H.; SCHAEFER, G.L.; SANTOS, D. R. dos Contribuições das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.639-649, 2014

TIECHER, T.; MOURA-BUENO, J.M.; CANER, L.; MINELLA, J.P.G.; EVRARD, O.; RAMON, R.; NAIBO, G.; BARROS, C.A.P.; SILVA, Y.A.B.S.; AMORIM, F.F.; RHEINHEIMER, D.S. Improving the quantification of sediment source contributions using different mathematical models and spectral preprocessing techniques for individual or combined spectra of ultraviolet-visible, near and middle-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 384, p. 1-16, 2021

WALLING, D.E. & WOODWARD, J.C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, v.46, p.327-336, 1995

WALLING, D.E. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, v.344, p.159-184, 2005

YANG, B.; LJUNG, K.; NIELSEN, A.B.; FAHLGREN, E.; HAMMARLUND, D. Impacts of long-term land use of terrestrial organic matter input of lakes based on lignin phenols in sediment records from a Swedish forest lake. **Science of the Total Environment**, v. 774, p. 1-11, 2021

YU, L. & OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, v.32, p.168-181, 1989.

ZHAO, G.; MU, X.; HAN, M.; AN, Z.; GAO, P.; SUN, W.; XU, W. Sediment yield and sources in dam-controlled watersheds on the northern Loess Plateau. **Catena**, v.149, p.110-119, 2017

ZHOU, H.; CHANG, W.; ZHANG, L. Sediment sources in a small agricultural catchment: A composite fingerprinting approach based on the selection of potential sources. **Geomorphology**, v.256, p. 11-19, 2016

## **6. Artigo II - Acumulação de metais pesados em sedimentos de área de captação de água para abastecimento urbano no Sul do Brasil.2**

**Resumo:** Os metais pesados têm se tornado uma problemática, devido a sua capacidade de em contato com seres vivos desenvolver processos de bioacumulação e biomagnificação, bem como, processos de poluição e/ou contaminação pontual e difusa. No entanto, os elementos químicos que compõe a classes dos metais pesados, em pequenas quantidades são necessárias ao bom funcionamento dos organismos vivos, bem como, os mesmos apresentam-se como componentes naturais de rochas e solos, que em processos de dissolução tornam-se disponíveis ao ambiente, estando no solo e na água. Dessa forma, o presente estudo objetiva avaliar se os teores elevados de Fe e Mn dissolvidos na água da Bacia Hidrográfica do Epaminondas, no município de Pelotas/RS. Para isso, foram utilizados índices ambientais que indicam se os teores observados são provenientes de fonte natural ou antrópica, e se estes teores já provocam a contaminação do ambiente em estudo. Foram realizadas coletas de sedimentos em suspensão e de fundo na bacia em estudo, em cinco pontos de coleta e nestes sedimentos procedeu-se caracterização química e a partir dos teores de Cu, Fe, Mn e Zn elaborou-se o Índice de Geoacumulação, Fator de Enriquecimento, Fator de Contaminação, Grau de Contaminação, Grau de Contaminação modificado e Índice de Carga Poluidora. Após a elaboração dos índices propostos, observou-se que os teores encontrados ainda não são considerados contaminantes e que os elementos dissolvidos provêm de fonte natural.

**Palavras-chave:** Índices ambientais. Contaminantes ambientais. Bacias Hidrográficas.

**Abstract:** Heavy metals are more often becoming a problem to living beings due to their ability to bind organically in processes of bioaccumulation and biomagnification, as well to the natural environment where it can cause pollution and punctual or diffuse contamination. However, chemical elements that compound the heavy metal class are essential in small quantities for living organisms since they are natural components that are also contained in rocks and soils, which after dissolution processes may decay and be available in the ground and water. Therefore, the present study aimed to evaluate the levels of Fe and Mn dissolved in the water of the Epaminondas Hydrographic Basin, located in the municipality of Pelotas, RS. Environmental indexes were used to indicate whether the observed levels are from a natural or anthropic source and whether these levels are already contaminating the environment. Suspended and bottom sediments samples were collected from the basin at five different locations. The chemical description of these sediments was carried out based on their Cu, Fe, Mn, and Zn contents, Geoaccumulation Index, Factor of Enrichment, Contamination Factor, Degree of Contamination, Modified Degree of Contamination, and Pollutant Load Index. After elaborating on the proposed indexes, the heavy metal levels were deemed non-contaminant elements, classified as originated from a natural source.

**Key-words:** Environmental indexes. Environmental contaminants. Drainage Basins.

### **6.1 Introdução**

A dinâmica de metais pesados tem sido utilizada em estudos ambientais, em especial naqueles de monitoramento da qualidade da água, pois são elementos biologicamente essenciais em pequenas quantidades para os processos fisiológicos e bioquímicos (MATOS et al., 2017). Esses metais pesados, quando ultrapassam os limites da essencialidade no ambiente, acabam por comprometer a qualidade da água e do solo, bem como interferir nos processos de equilíbrio ambiental (GONÇALVES et al., 2015). Para o ser humano, de maneira geral, os metais pesados são necessários em pequenas quantidades para o bom funcionamento do organismo (MATOS et al., 2017). Quando presentes em quantidades acima das necessárias ao organismo, podem ocasionar quadros stress oxidativo aos tecidos, podendo levar a diversas doenças, como inflamações em tecidos, lesões neurológicas, lesões em nível de DNA, no metabolismo da glicose, bem como a indução a processos mutagênicos e carcinogênicos (KORASHY et al., 2017). Dessa

maneira, a presença de metais pesados no solo, na água ou nos sedimentos pode ocasionar riscos as populações abastecidas, sendo necessário, o estudo da dinâmica dos mesmos no ambiente, em especial nos sedimentos, levando em consideração que problemas ambientais envolvendo metais pesados são comuns.

A presença de metais pesados em sedimentos pode ser identificada por meio do Índice de Geoacumulação – Igeo (Muller, 1979). O Igeo constitui na atribuição de valores e de graus de contaminação por metais pesados em sedimentos e tem sido utilizado no Brasil, em regiões estuarinas e de grande concentração industrial, para avaliar se a contaminação dos sedimentos é proveniente de fontes antrópicas ou naturais. No entanto, esse índice também pode ser aplicado para estudos de regiões afastadas de centros urbanos desde que haja a premissa de altos índices de contaminação nas águas de reservatórios.

Nesse sentido, Oliveira et al. (2015) avaliaram os teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nos sedimentos de fundo da baía do rio Guajará e rio Carnapijó. Ambas as bacias afastadas da cidade de Belém/PA, e observaram que, a aplicação do Igeo indicou que o Pb foi o metal que apresentou maiores valores nos sedimentos e que o mesmo foi carregado por distâncias maiores que os demais elementos analisados.

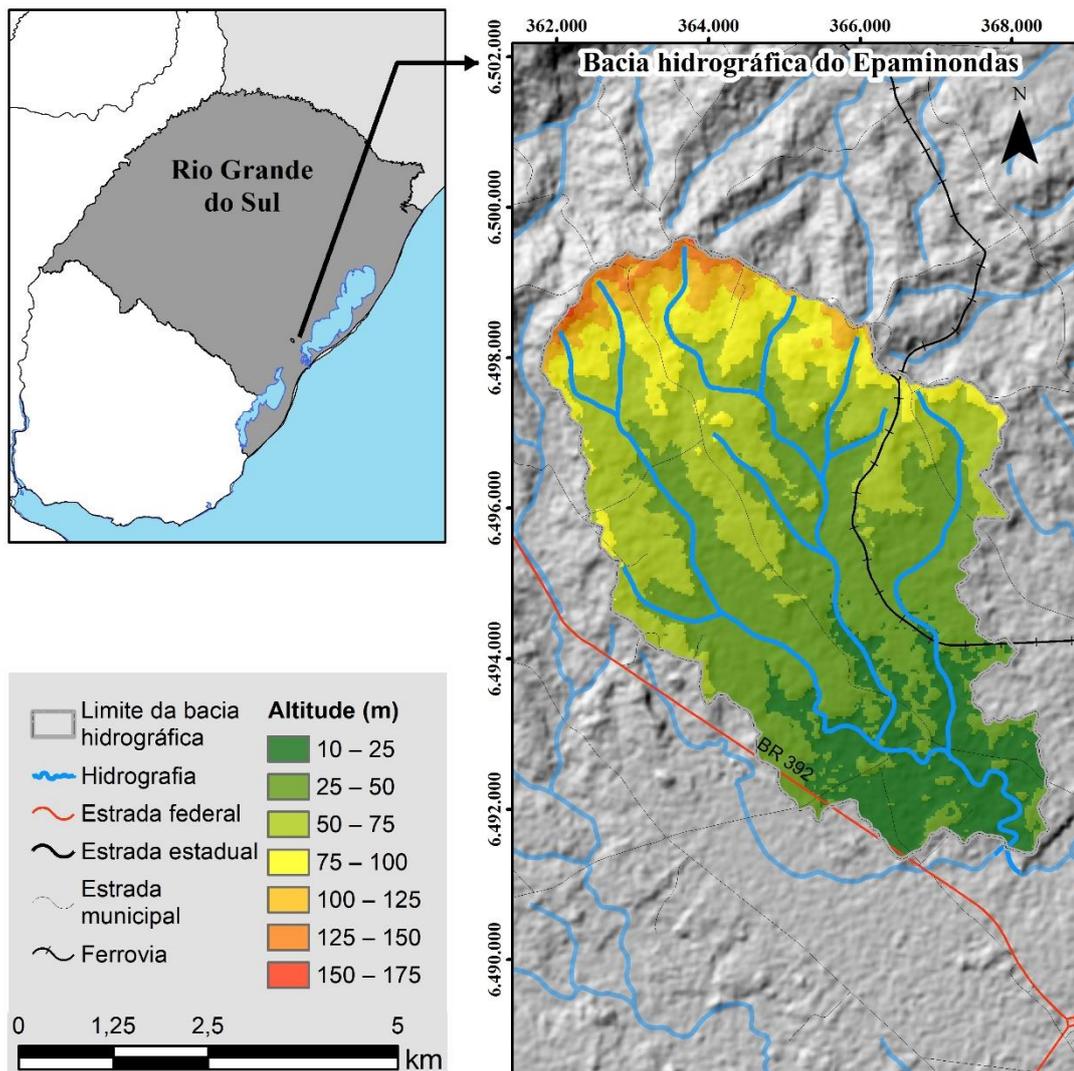
A aplicação do Igeo também tem sido realizada com foco no Hg em áreas de grande concentração industrial, devido a elevada periculosidade ambiental que o mesmo apresenta. Em estudo realizado em ambientes não degradados das nascentes da Bacia Hidrográfica dos Educandos, no município de Manaus, estado do Amazonas, Torrezani et al. (2017) compararam concentrações de Hg com valores naturais e a partir destes compararam com os valores de Igeo, utilizando nove pontos amostrais. O estudo mostrou que, nos pontos amostrais, somente um foi classificado como pouco a moderadamente contaminado, indicando assim que a origem da contaminação não é natural, ou seja oriunda da grande concentração de indústrias na região.

No Sul da China, Xiao et al. (2019), utilizaram o Índice de Geoacumulação – Igeo e o risco potencial ecológico nos sedimentos para observar a distribuição espacial e temporal dos metais Cd, Pb, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, As e Hg, associado à sua correlação no ambiente. Os autores observaram que o Mn é o metal que apresentou as maiores concentrações e espacialmente os metais encontravam-se na classe 3 do Índice de Geoacumulação, ao qual indicam sedimentos moderadamente a fortemente contaminados. Na Região do North Al-Waih, Mar Vermelho na Arábia Saudita, Youssef et al. (2020) avaliaram a concentração dos metais Al, Cd, Co, Sr, V, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Hg em colunas de sedimentos de 200 cm. O Al foi o metal que apresentou as maiores concentrações e consequentemente os maiores índices de geoacumulação, no entanto, os metais Sr e Cd foram os que mais enriqueceram os sedimentos de fundo através de atividades antrópicas.

A bacia hidrográfica do presente estudo contribui para o abastecimento de água do município de Pelotas/RS a qual apresenta problemática de teores dissolvidos elevados de Fe e Mn (KATH et al., 2017), o que pode ocasionar danos à saúde das populações abastecidas e elevação nos custos de tratamento da água para o abastecimento humano. Por este motivo surge a necessidade de avaliar o grau de contaminação dos sedimentos de fundo da Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE), utilizando o Índice de Geoacumulação – Igeo e determinar se a possível fonte de contaminação é originária do solo ou antrópica.

## 6.2 Material e Métodos

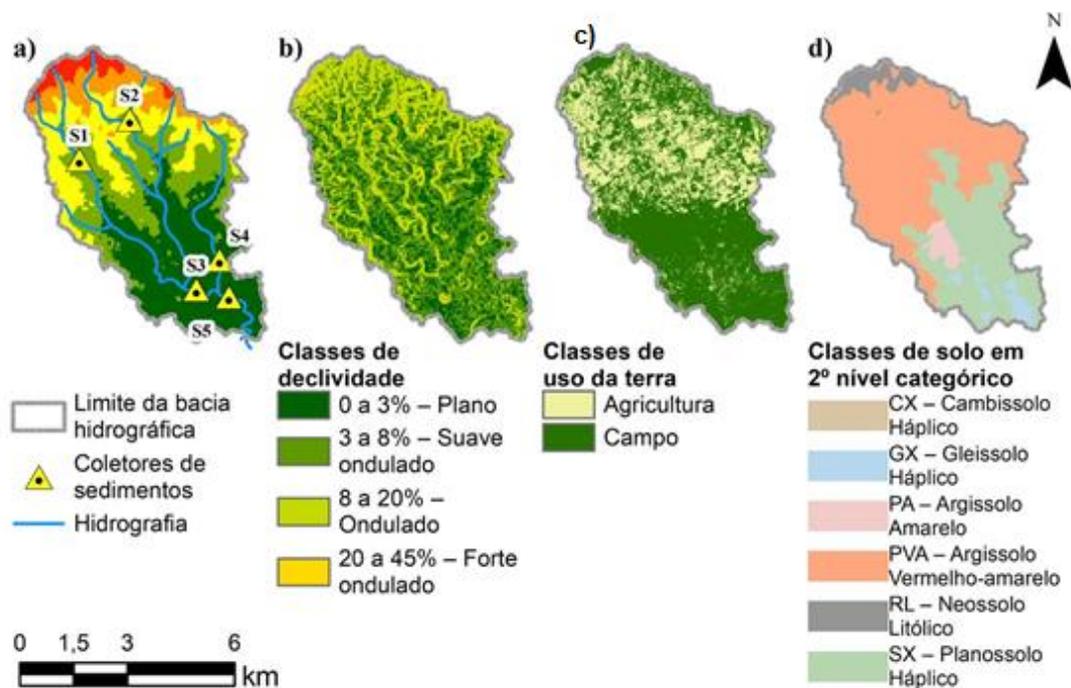
O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE) que está localizada no município de Pelotas, na Região Sul do Estado do Rio Grande do Sul – Brasil. A BHE conta com área de aproximadamente 33,3 km<sup>2</sup> (Figura 10) e corresponde a aproximadamente 70% da Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara, que abastece o município de Pelotas através da Barragem do Santa Bárbara. O clima do local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas médias em 18,4 °C, com precipitação entorno dos 1393,9 mm (KLUMB et al., 2018). O período de estudo correspondeu entre os meses de julho/2018 a dezembro/2019.



**Figura 10.** Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Foram realizadas coletas de sedimentos de fundo, no leito das drenagens, através da retirada de material depositado com equipamento próprio para esse procedimento, em cinco pontos localizados dentro da BHE (Figura 11a). Dois pontos de coleta na porção Norte da bacia (S1 e S2), dois pontos na porção Sul

da bacia (S3 e S4) e um ponto próximo ao exutório. Os locais de coleta foram determinados a fim de representar a maior variabilidade ambiental dentro da área, como por exemplo, a declividade (Figura 11b), os tipos de solos (Figura 11c) e o uso da terra (Figura 11d). As coletas de sedimentos ocorreram nos meses de Março, Junho, Agosto e Dezembro do ano de 2019.



**Figura 11.** Mapa de distribuição dos coletores de sedimentos (a), das declividades (b), uso da terra (c) e tipos de solos (d) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Nos sedimentos coletados foi realizada uma caracterização química através da digestão ácida nitroperclórica (3:1) conforme descrito por Silva (1999) e após esse procedimento, foi determinado, via extrato da digestão, os teores de Al, Ca, Mg, P, K, Na, Cu, Zn, Fe e Mn. A determinação dos teores de Carbono Orgânico Total (COT) foram determinados por digestão sulfocrômica conforme descrito por Teixeira et al. (2017) e a composição granulométrica foi determinada pelo método da pipeta, conforme preconizado por Teixeira et al. (2017). As concentrações médias de cada análise química ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e a quantidade de argila (%) encontram-se apresentadas na tabela 3. A partir dos teores dos metais pesados Al, Cu, Fe, Mn e Zn encontrados nos sedimentos coletados, foram elaborados o Índice de Geoacumulação (Igeo), Fator de Enriquecimento (FE), Fator de Contaminação (FC), Grau de Contaminação (GC), Grau de Contaminação modificado (GCm) e Índice de Carga Poluidora (ICP).

**Tabela 3.** Teores de argila (%) e teores médios das variáveis químicas analisadas (mg kg<sup>-1</sup>) para sedimentos de fundo (S1, S2, S3, S4 e S5) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas no período de estudo.

Ponto	Argila - %	Variável química – mg kg <sup>-1</sup>										
		Al	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Zn	MO
S1	1,12	0,90	7,89	0,05	1,17	244,38	5,40	1,01	42,09	30,99	0,43	6,80
S2	1,00	0,77	7,19	0,19	1,29	487,35	3,21	1,36	44,54	62,46	1,39	7,01
S3	1,00	0,75	2,33	0,08	0,60	29,90	3,57	1,20	33,21	16,29	0,29	7,63
S4	0,59	0,74	1,47	0,01	0,39	24,38	0,59	0,41	37,30	19,66	1,27	9,06
S5	1,00	0,87	3,74	1,10	0,56	23,11	3,56	0,90	34,25	19,94	2,62	6,76

Para a obtenção do Igeo foi aplicada a equação proposta por Muller (1979) onde:  $Igeo = \log_2 \left( \frac{Cn}{1,5 \cdot Cb} \right)$ , neste Cn = concentração do metal medido na amostra; Cb = concentração de base ou de referência e 1,5 = valor que minimiza as variações do valor de referência. Além da classificação pelo Igeo, são obtidos os dois fatores, o Fator de Enriquecimento (FE) e o Fator de Contaminação (FC). O FE foi obtido a partir da aplicação da equação  $FE = \frac{Cn/Alb}{Cb/Aln}$ , onde: Cn = concentração do metal; Alb: concentração de Al na amostra; Cb e Aln: concentração de referência do metal e de Alumínio e o FC a partir da equação  $FC = \frac{Meam}{Mebg}$ , onde: Meam = concentração do metal no sedimento; Mebg = nível natural do metal ou o seu background. Para o cálculo do Grau de Contaminação (GC) foi utilizada a equação  $GC = \sum_{i=1}^{n=4} CFi$ , onde soma dos fatores de contaminação dos elementos analisados. Para o Grau de Contaminação modificado (GCm) utilizou-se a equação  $GCm = \frac{(\sum_{i=1}^{n=4} CFi)}{n}$ , onde soma dos fatores de contaminação dos elementos analisados; n = número de amostras e para o Índice de Carga Poluidora (ICP) utilizou-se a equação  $ICP = \sqrt[4]{FCFe * FCMn * FCCu * FCZn}$ , onde FC<sub>Fe</sub> = fator de contaminação para Fe; FC<sub>Mn</sub> = fator de contaminação Mn; FCCu = fator de contaminação Cu; FCZn = fator de contaminação Zn. Todos os índices aplicados são interpretados conforme seus valores e enquadrados em classes de qualidades, as quais estão apresentadas na Tabela 4.

Para o cálculo do FE é desenvolvido com a utilização de um metal normalizador, encontrado em teores naturais no solo, podendo ser Fe, Mn ou Al (ABRAHIM & PARKER, 2008). O presente estudo utilizou o Al como metal normalizador, devido a sua presença natural nos solos, oriundo de minerais primários e óxidos de Al e a partir deste cálculo é capaz de se constatar se a origem dos metais nos sedimentos analisados, decorre de fontes naturais ou de fontes antrópicas. Para o FC, infere-se o grau de contaminação dos sedimentos a partir de uma relação entre as concentrações encontradas e as concentrações naturais ou backgrounds do metal em estudo para sedimentos, mostrando que processos de contaminação são mais dificilmente revertidos devido a alta concentração do contaminante no meio analisado.

**Tabela 4.** Valores dos índices de qualidade de sedimentos (Igeo, FE, FC, GC e GCm) e respectivas classes de qualidade.

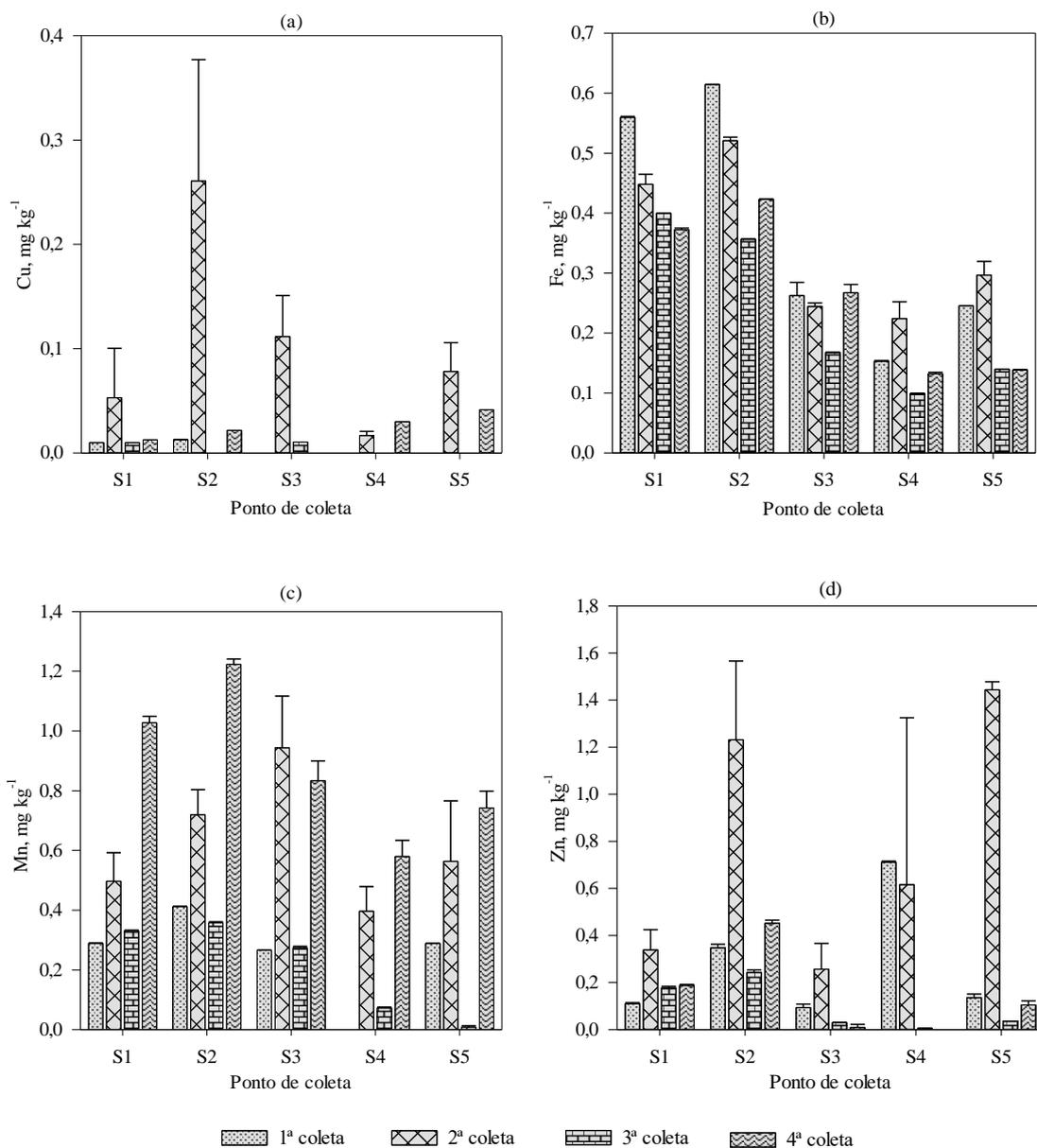
Índice de Geoacumulação		
Igeo	Qualidade	Classes
< 0	Não contaminado	0
0 – 1	Não contaminado a moderadamente contaminado	1
1 – 2	Moderadamente contaminado	2
2 – 3	Moderadamente a forte contaminado	3
3 – 4	Fortemente contaminado	4
4 – 5	Fortemente a extremamente contaminado	5
> 5	Extremamente contaminado	6
Fator de Enriquecimento		
FE		Origem
<1,5 -2		Natural
>2		Antrópica
Fator de Contaminação		
FC		Classes
<1		Contaminação Baixa
1 - 3		Contaminação Moderada
3 – 6		Contaminação Considerável
> 6		Contaminação Elevada
Grau de Contaminação - GC		
GC		Classe de Qualidade
< 6		Grau Baixo
6 – 12		Grau Moderado
12 – 24		Grau Considerável
> 24		Grau Muito Alto
Grau de Contaminação modificado - GCm		
GCm		Classe de Qualidade
< 1,5		Nulo a Muito Baixo
1,5 -2		Baixo
2 – 4		Moderado
4 – 8		Alto grau
8 -16		Muito Alto
16 – 32		Extremamente Alto
> 32		Ultra-Alto

### 6.3 Resultados e Discussão

Para os pontos de estudo da Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE) durante o período de estudo a concentração média foi de 0,06 mg kg<sup>-1</sup> de Cu, 0,67 mg kg<sup>-1</sup> de Fe, 0,81 mg kg<sup>-1</sup> de Mn e de 0,75 mg kg<sup>-1</sup> de Zn nos sedimentos de fundo, conforme apresentado na figura 12. Observa-se que para os metais Cu e Mn ocorreram concentrações de 0,00 mg kg<sup>-1</sup> para as coletas 1 e 3, possivelmente em decorrência da baixa concentração nos sedimentos, fazendo com que o aparelho de absorção atômica não consiga realizar a detecção após as análises químicas.

Os teores de Cu encontrados corroboram com alguns trabalhos (XIAO et al., 2019; SHI et al., 2019) nos quais, sua concentração sempre é menor que a do Zn. Segundo Santos et al. (2017) os teores de Cu podem apresentarem-se em menores concentrações em áreas que a granulometria dos sedimentos, encontra-se na fração areia, devido ao tamanho da partícula do sedimento. Os mesmos autores observaram que em áreas que a fração areia grossa predominava nos sedimentos as concentrações de metais pesados eram superiores as áreas com areia fina. Isso pode ser explicado levando em consideração que o Cu

apresente preferência de adsorção pela matéria orgânica e o Zn pela fração mineral, onde essa fração é mais facilmente perdida em processos erosivos que originam os sedimentos (CADONÁ et al., 2019).

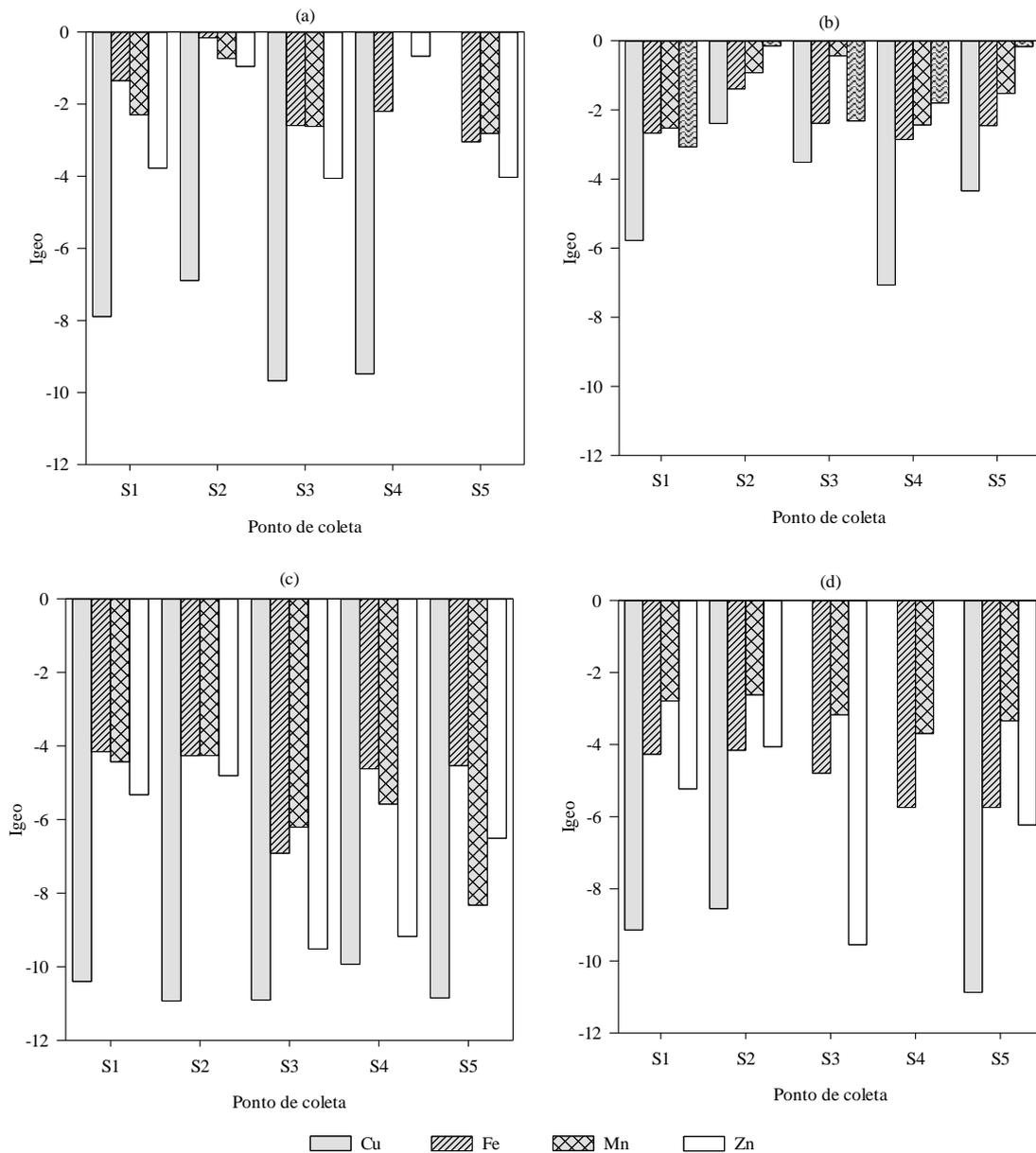


**Figura 12.** Concentração dos metais Cu (a), Fe (b), Mn (c) e Zn (d) nos sedimentos de fundo nos pontos de coleta S1, S2, S3, S4 e S5 na BHE nos meses de Março/19, Junho/19, Agosto/19 e Dezembro/19.

Para os teores de Fe e Mn mais elevados quando comparados aos teores de Cu e Zn, devido ao fato que a bacia apresenta problemática de elevação desses elementos nas águas da barragem do Santa Bárbara, fato este comprovado em estudo realizado por Kath et al. (2017), onde os autores explicam que no ano de 2007, a Barragem do Santa Bárbara apresentou problemas para o abastecimento humano do município de Pelotas/RS, relacionado à quantidades excessivas de Mn dissolvido na água. Para esse fenômeno de Mn dissolvido elevado na água, os autores encontraram relação positiva, entre os teores de Mn e P total, que podem estar associados a ausência de coleta e tratamento de efluentes e resíduos

domésticos, bem como, a erosão de partículas de solo com P adsorvido que é carregado aos corpos hídricos em eventos pluviométricos.

A aplicação do Igeo resultou em valores  $<0$  (Figura 13) para todos os pontos e coletas, enquadrando-os como classe nula de contaminação indicando que os sedimentos analisados não se encontram contaminados pelos metais em estudo. Chen et al. (2015) ao avaliarem o Igeo para os metais Cr, Cu, As, Ni, Pb e Zn também observaram que, a aplicação do Igeo resultou em classe 1, ou seja, com nula ou baixa contaminação. Neste mesmo local de estudo já foi observado altos teores de Fe e Mn dissolvido na água (KATH et al., 2017) e possivelmente grande parte dessa alta concentração por estar associada a grande produção de sedimentos ao longo da bacia causado por processos de erosão do solo. Outro fator importante na elevação ou diminuição das concentrações de metais na água deve-se pela presença de matéria orgânica (MO), a qual é responsável pela complexação e quelatão desses metais, aumentando ou reduzindo a disponibilidade desses em suas frações dissolvidas (CADONÁ et al., 2019). Apesar do Igeo indicar que não ocorre contaminação por esses metais nos sedimentos, os teores de Fe e Mn se encontram mais próximos a 0 ou a 1, quando comparados ao Cu e Zn. De acordo com Xiao et al. (2019), o Mn é o metal com maior tendência de contaminação nos sedimentos, quando comparado ao Cu e Zn.



**Figura 13.** Índice de Geoacumulação (Igeo) para os pontos de estudo (S1, S2, S3, S4 e S5) na Bacia Hidrográfica do Epaminondas para as coletas de Março (a), Junho (b), Agosto (c) e Dezembro (d) para os metais Cu, Fe, Mn e Zn.

O Fator de Enriquecimento (FE) para o Cu, Fe e Zn, indica que os teores observados nos sedimentos são referentes ao solo e ao ambiente natural, devido as concentrações observadas dos mesmos classificarem os mesmos em valores de FE até 1,5. Para o Mn ocorre indicativo que a fonte do metal é de origem antrópica, devido ao enquadramento do Mn no FE com valores acima de 1,5, esse mesmo processo ocorre para o Fator de Contaminação (Tabela 5).



A origem antrópica do Mn pode ser melhor entendida ao avaliar o estudo realizado por Kath et al. (2017), onde os autores avaliaram a relação do Mn dissolvido com características físico-químicas da água na Barragem do Santa Bárbara e observaram que uma das possíveis razões para os altos teores do Mn dissolvido na água, é a interação desse elemento com o P total, devido a conhecida relação entre os dois em áreas de solos hidromórficos, como ocorre na porção sul da bacia, onde há predomínio de Planossolos e Gleissolos (CUNHA & SILVEIRA, 1996). Caracteristicamente Planossolos e Gleissolos ocorrem em porções mais baixas da paisagem, próximas as fontes de água, passíveis de alagamento e oscilação do lençol freático em curtos intervalos de tempo, o que favorece a presença de concreções de Mn nos horizontes do solo. Dessa forma, os valores indicativos de contaminação por Mn para os sedimentos de fundo, podem estar associados aos teores de P disponível ou total nos sedimentos, bem como, é pertinente citar, que a erosão na bacia vem ocorrendo nas camadas superficiais do solo, as quais, apresentam os maiores teores de P disponível.

Como relação ao Índice de Carga Poluidora, Grau de Contaminação e Grau de Contaminação modificado (Tabela 5) se observou que não há indícios de contaminação e risco ambiental de contaminação pelos metais em estudo, apesar dos demais índices indicarem processo de contaminação pelo Mn. O cenário demonstrado pela análise dos dados da Tabela 5 indica que o processo de contaminação pode estar associado a baixa concentração encontrada dos metais nos sedimentos de fundo (Figura 12) e pelo fato de que a bacia ter predomínio de uso agrícola, sem aporte de efluentes industriais, que afetam sensivelmente os teores desses metais, como ocorre em diferentes regiões do Brasil (TORREZANI et al., 2016; NASCIMENTO et al., 2018).

#### *6.4 Conclusões*

A aplicação do Índice de Geoacumulação e seus índices associados, indicaram que os sedimentos de fundo na Bacia Hidrográfica do Epaminondas não estão contaminados por Cu, Fe, Mn e Zn pelos metais em estudo para todos os pontos e os períodos de estudo e a aplicação do Fator de Enriquecimento indicou que todos os metais são oriundos do solo. No entanto, mesmo não ocorrendo indicativo de contaminação, ocorre a problemática do Fe e Mn na barragem do Santa Bárbara, necessitando de estudo contínuos e sequenciais desses elementos, bem como ações para o controle dos processos erosivos do solo, para diminuir o aporte de sedimentos nos corpos hídricos.

#### *6.5 Referências Bibliográficas*

ABRAHIM, G. M. S. & PARKER, R. J. Assessment of heavy metals enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. **Environmental Monitoring Assessment.**, Atlanta, v. 136, n.1-3, p. 227-238, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>

CADONÁ, E.A; WILBERT, G.F.; SANTOS, M.L. dos; SOARES, C.R.F.S.; LOSS, A.; SOUZA, E.L. de; LOURENZI, C.R. Cu, Zn e Mn na água e no solo em áreas com intensa atividade suínica no Sudeste de Santa Catarina. PACHECO, J.T.R.; KAWANISHI, J.Y.; NASCIMENTO, R. do, **Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável 2**, Ponta Grossa: Atena. p.258-270

CHEN, H.; TENG, Y.; LU, S.; WANG, Y.; WANG, J. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v.512-513, p. 143-153, 2015. DOI: <https://doi-org.ez66.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2015.01.025>

CUNHA, N.G. da & SILVEIRA, J.C. Levantamento de solos do município de Pelotas. EMBRAPA: Pelotas, 1996.

GONÇALVES, P.E.R. da S.; OLIVEIRA, A.P. de; CRUZ, I.F. de; ZEILHOFER, P.; DORES, E.F.G. de C. Distribuição espacial de metais potencialmente tóxicos em água superficial nas bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço – MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.20, n.1, p.157-168, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p157-168>

KATH, A.H.; TIMM, J.G.; MONKS, J.L.F. Caracterização de parâmetro físico-químicos e correlações com o manganês nos afluentes da barragem do Santa Bárbara, Pelotas/RS. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aracaju, v.8, n.2, p.34-48, 2017. DOI: <https://doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2017.002.0003>

KLUMB, G.B.; VEBER, P.M.; MELLO, L.B.; DORNELES, V.R.; DAMÉ, R.de C.F.; TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A. Balanço hídrico climatológico e classificação climática de Thornthwaite para o município de Pelotas/RS. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, Curitiba, v.1, n.1, p. 229-235, 2018.

KORASHY, H.M.; ATTAFI, I.M.; FAMULSKI, K.S.; BAKHEET, S.A.; HAFEZ, M.M.; ALSAAD, A.M.S.; AL-GHADEER, A.R.M. Gene expression profiling to identify the toxicities and potentially relevant human disease outcomes associated with environmental heavy metal exposure. **Environmental Pollution**, Amã, v.221, p.64-74, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.058>

MATOS, L.A.; CUNHA, A.C.S.; SOUSA, A.A.; MARANHÃO, J.P.R.; SANTOS, N.R.S.; GONCALVES, M. de M.C.; DANTAS, S.M.M. de M.; SOUSA, J.M. de C. e; PERON, A.P.; SILVA, F.C. da; ALENCAR, M.V.O.B. de; ISLAM, Md. T.; AGUIAR, R.P. de S.; MELO-CAVALCANTE, A. A. de C.; BONECKER, C.C.; JUNIOR, H.F.J. The influence of heavy metals on toxicogenetic damage in Brazilian tropical river. **Chemosphere**, v.185, p.852-859, 2017. DOI: <https://doi-org.ez66.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.chemosphere.2017.07.103>

MÜLLER, G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. **Umschan**, v.79, p. 778-783, 1979.

NASCIMENTO, L. P. do; REIS, D. A.; ROESER, H.M.P.; SANTIAGO, A. da F. Avaliação geoquímica de metais em sistemas fluviais afetados por atividades antrópicas no Quadrilátero Ferrífero. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.23, n.4, 2018, p. 767-778. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018165852>

OLIVEIRA, E.C.; LAFON, J.M.; CORRÊA, J.A.M.; CARVALHO, J.H. dos S.; DIAS, F.F.; TADELI, M.H.T. Distribuição dos metais traços em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da região de Belém, PA (margem oeste da baía do Guarajá e do rio Carnapijó). **Geochemica Brasiliensis**, v.29, p.139-153, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.21715/GB2358-2812.2015292139>

PANDEY, L.; PARJ, J.; SON, D.H.; KIM, W.; ISLAM, M.S.; CHOI, S.; LEE, H.; HAN, T. Assessment of metal contamination in water and sediments from major rivers in South Korea from 2008 at 2015. **Science of the Total Environment**, v. 651, p.323-333, 2019. DOI: <https://doi-org.ez66.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.scitotenv.2018.09.057>

SANTOS, L. M. M.; SOUZA, R.C.; ANUNCIACÃO, D.S.; VIANA, Z.C.V.; SANTOS, V.L.C.S. Análise de metais em sedimentos de manguezal do Rio Passa Vaca, Salvador, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v.1, p.1-7, 2017. DOI: <https://doi.org/10.22571/Actabra12201>

SHI, C.; DING, H.; ZAN, Q.; LI, R. Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China. **Marine Pollution Bulletin**, v.143, p. 115-124, 2019. DOI: <https://doi-org.ez66.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.marpolbul.2019.04.043>

SILVA, F.C. (Org.) Digestão nitroperclórica: manual de análises química de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: EMBRAPA, 1999.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. Manual de Métodos de Análise de Solo. 3ª ed. rev. ampl., Brasília: EMBRAPA, 2017.

TORREZANI, L.; SARGENTINI JUNIOR, É; OLIVEIRA, C.A.S.; SANTANA, G.P. Índice de Geoacumulação de Mercúrio na Bacia do Igarapé do Educandos (Manaus/Amazonas). **Journal of Chemical Engineering and Chemistry**, v.2, n.3, p. 161-170, 2017. DOI: <https://doi.org/10.18540/jcecvl2iss3pp161-170>

YOUSSEF, M.; EL-SOROGY, A.; OSMAN, M.; GHANDOUR, I.; MANAA, A. Distribution and metal contamination in core sediments from the Al-Wajh area, Red Sea, Saudi Arabia. **Marine Pollution Bulletin**, v.152, p. 1-9, 2020. DOI: <https://doi-org.ez66.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.marpolbul.2020.110924>

XIAO, H.; SHAHAB, A.; LI, J.; XI, B.; SUN, X.; HE, H.; YU, G. Distribution, ecological risk assessment and source identification of heavy metals in surface sediments of Huixian karst wetland, China. **Ecotoxicology and Environment Safety**, v.185, p. 1-10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109700>

## ***7. Artigo III – Índices ambientais de Fósforo em bacia hidrográfica rural no município de Pelotas/RS.3***

**Resumo:** O P é um elemento essencial ao bom desenvolvimento das plantas nos sistemas agrícolas, no entanto, em concentrações elevadas, em especial, quando este atinge a água, ocasiona processos de eutrofização, poluição e/ou contaminação. Dessa forma, o correto manejo do solo pode ser uma prática essencial na diminuição dos teores de P nos corpos hídricos. Frente ao exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar cenários de manejo do solo em uma bacia hidrográfica rural, a qual é utilizada para abastecimento humano no município de Pelotas/RS. O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Epaminondas, no município de Pelotas, Sul do Estado do Rio Grande do Sul. No desenvolvimento do estudo foram coletadas amostras de solo na camada de 0-20 cm e determinados os teores de P disponível e argila (%) e a partir desses dados foram desenvolvidos cenários de possibilidade de perdas de P por erosão do solo, a partir de diferentes cenários de precipitação e de doses de adubação fosfatada. De maneira geral, os solos da bacia em estudo apresentam capacidade de adsorção de P através da aplicação de adubos fosfatados e capacidade de adsorção de P pela argila da camada de solo avaliada.

**Palavras-chave:** Adubação Fosfatada; Adsorção de Fósforo; Índices Ambientais.

**Abstract:** Phosphate (P) is a key element to plant development in farmlands, but in high concentrations can cause eutrophication, pollution, and contamination processes, especially when it reaches the water. In this context, soil management can be an essential tool to reduce P levels in water bodies. The current study aimed to evaluate soil management scenarios in a rural drainage basin used as a drinking water supply for Pelotas city, RS. The study was carried out in the Epaminondas Hydrographic Basin, located in the municipality of Pelotas, a southern city in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Soil samples were collected at the 0-20 cm layer to determine available P and clay content. From the data analyses, P losses scenarios by soil erosion were developed considering different possibilities of rain precipitation and phosphate fertilizer doses. In general, the soil demonstrated substantial P adsorption capacity through the application of phosphate fertilizers and a considerable P adsorption capacity by clay contained in analysed the soil layer.

**Key-words:** Phosphate fertilization; Phosphorus adsorption; Environmental Indexes.

### ***7.1 Introdução***

O elemento Fósforo (P) possui alto potencial de contaminação de corpos hídricos, por gerar quadros de eutrofização. A eutrofização ocorrida nos recursos hídricos consiste no enriquecimento primário por este elemento dos sistemas aquáticos (AGUIAR et al., 2012; BISPO et al., 2017; WANG et al., 2020) que em conjunto, com condições de luminosidade adequadas, ocasiona o maior desenvolvimento de algas. A proliferação

---

3 Artigo elaborado conforme as regras da Revista Engenharia Sanitária e Ambiental.

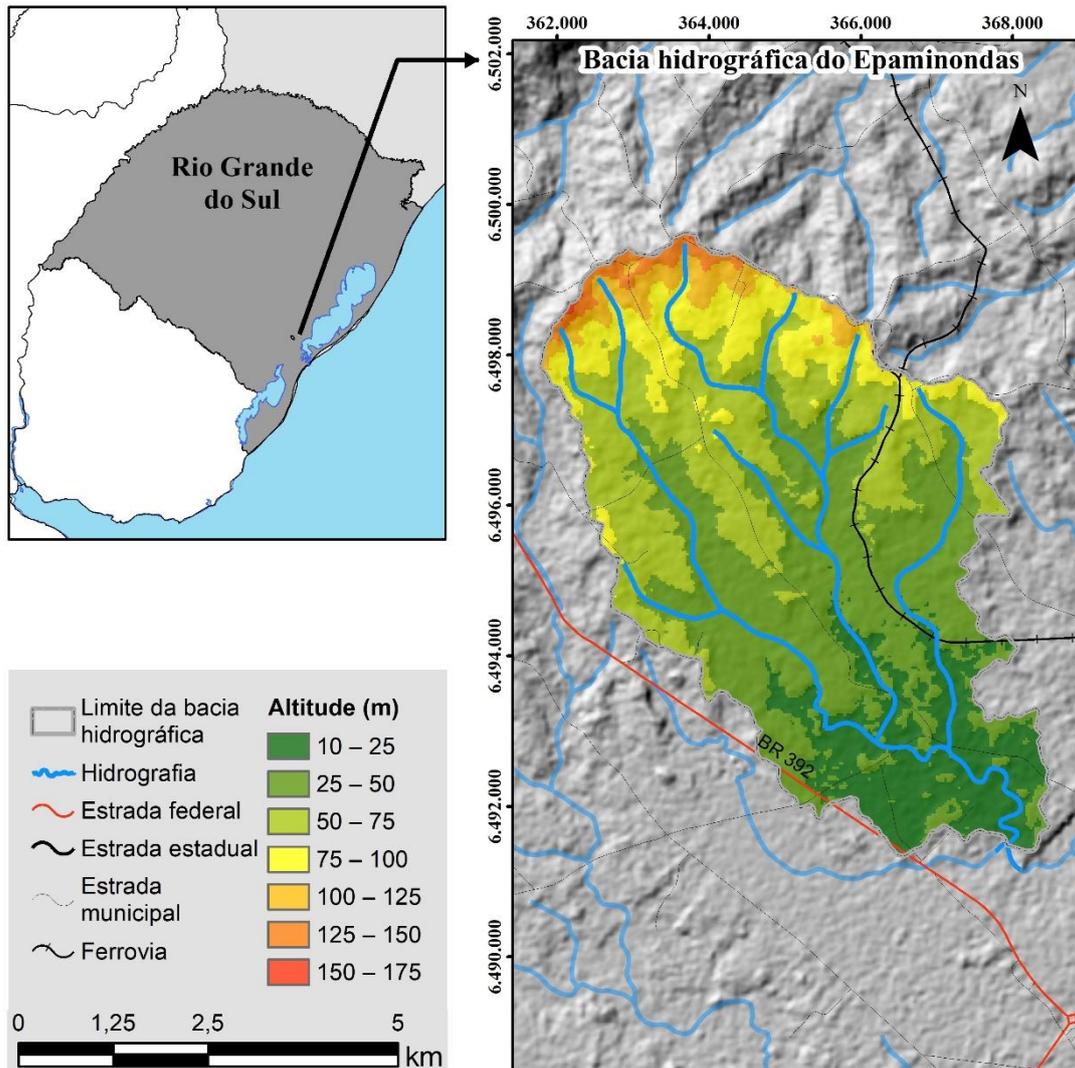
dessas algas diminui o oxigênio dissolvido no meio aquático, o que ocasiona a morte dos organismos e aporte de uma alta carga de material orgânico ao ambiente (FIA et al., 2009).

Esse processo de aumento na quantidade de P no ambiente aquático, ocasiona a degradação da qualidade da água, especialmente em lagos e reservatórios, tendo como principal agente contaminante nestes ambientes a ação antrópica (BUCCI et al., 2015). Regiões estuarinas que recebem grande aporte de sedimentos de rios, sofrem processos de eutrofização, devido ao constante movimento e fluxo de água, que carrega consigo sedimentos ricos em P (FIA et al., 2015). Em pequenos rios de bacia hidrográficas de pequenas extensões, onde a agricultura e o manejo de adubações fosfatadas ocorrem com maior intensidade, acabam sofrendo maiores danos, quando comparados a rios de grandes volumes em bacias hidrográficas com grande extensão territorial (GEBLER et al., 2012).

Assim, a avaliação das principais fontes de fósforo oriundas por erosão torna-se necessário em bacias hidrográficas de pequena extensão, devido ao impacto ambiental ser potencialmente maior nestes locais. Riscos de poluição e/ou contaminação de solos podem ser determinados avaliando os limites críticos de alguns elementos, como por exemplo, o Fósforo (P). Também é possível aplicar esta mesma análise para estudos sedimentológicos e qualidade de água. Este trabalho propõe distintos cenários de manejo do solo (diferentes usos da terra e doses de fertilizantes) para identificar o potencial de poluição associada ao P em uma bacia hidrográfica rural.

## *7.2. Material e Métodos*

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do Epaminondas (BHE) a qual compõe a bacia hidrográfica do arroio Santa Bárbara. A BHE encontra-se localizada no município de Pelotas/RS, contando com área de aproximadamente 33,3 km<sup>2</sup> (Figura 14) e corresponde a aproximadamente 70% da bacia hidrográfica do arroio Santa Bárbara, que abastece o município de Pelotas/RS. O clima do local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas médias em 18,4 °C, com precipitação entorno dos 1393,9 mm (KLUMB et al., 2018), o período de estudo foi de 18 meses que corresponde entre os Julho de 2018 a Dezembro de 2019.



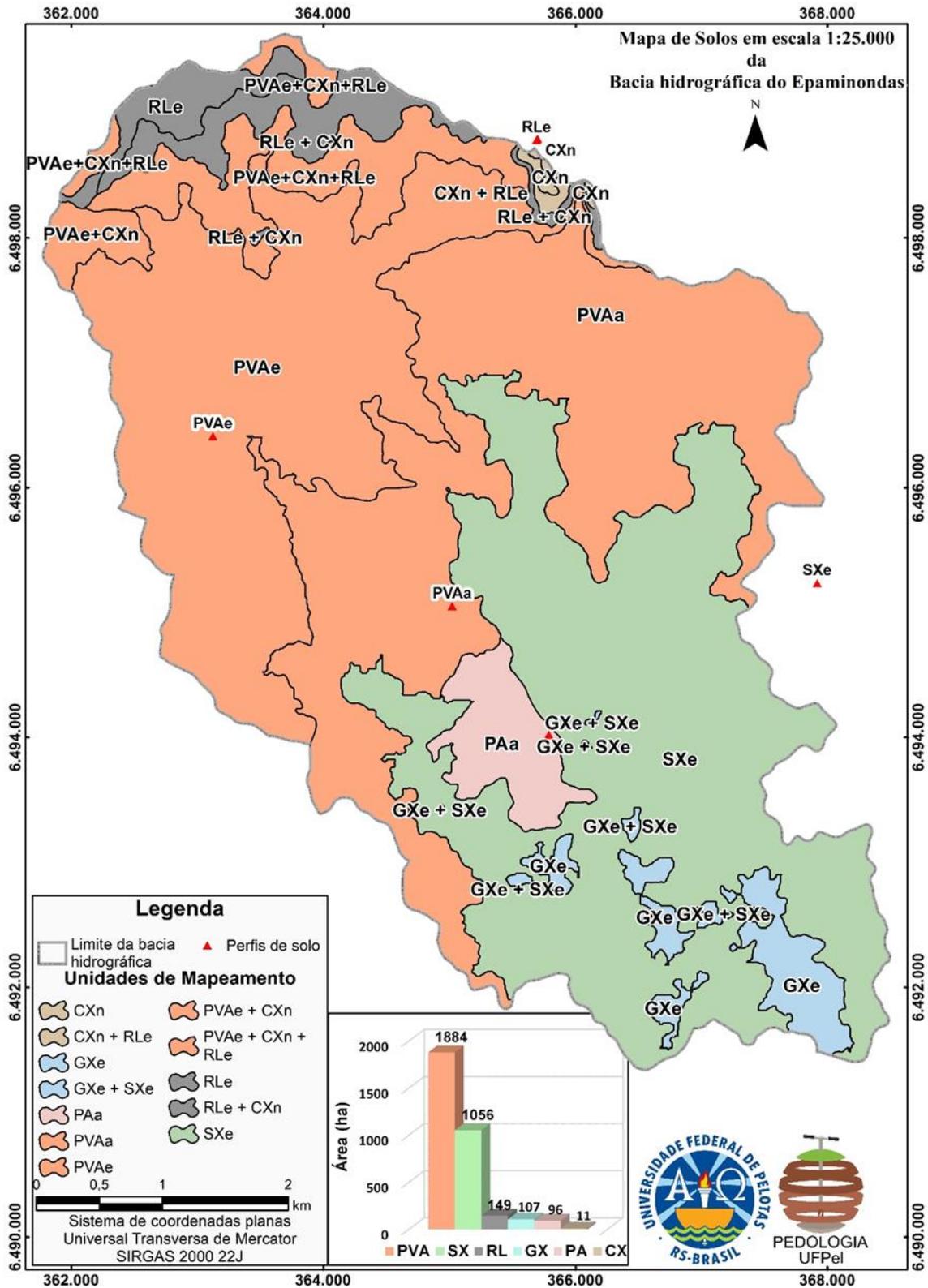
**Figura 14.** Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Para o presente estudo foram realizadas amostragens de solo na camada de 0-20 cm, em diferentes pontos da BHE. Os pontos foram distribuídos de forma irregular dentro da bacia onde havia o acesso facilitado, utilizando áreas de lavoura e campo, estando as áreas de lavoura caracterizadas como aquelas que ocorre o monocultivo de verão de milho ou soja e pousio de inverno, estando na maioria dos pontos de coleta com cobertura vegetal de resteva durante o pousio. Para as áreas de campo sujo foram coletados pontos em áreas de replantio de eucalipto e áreas em que o campo natural é mantido para a criação de gado de corte, não ocorrendo nenhum tipo de adubação ou correção do solo. Ao total foram coletadas 34 amostras de solo para cada um dos usos apresentados na BHE. Para complementar as informações, na bacia foi realizado a classificação dos solos, onde ocorre a presença de Argissolo Amarelo, Argissolos Vermelho-Amarelo,

Cambissolo Háplico, Neossolo Regolítico, Neossolo Litólico e Planossolo Háplico (SANTOS et al., 2018), após elaboração de um levantamento semidetalhado – escala 1:25:000 (Figura 15).

As amostras de solo foram secas e moídas ao ponto de Terra Fina Seca ao Ar – TFSA. Na TFSA foram determinados os teores de P disponível através da extração por Mehlich-1 e determinação em espectrofotômetro conforme descrito por Tedesco et al. (1995). Também foram determinados os teores de argila das amostras através do método da pipeta conforme descrito em Teixeira et al. (2017). Dados de declividade dos pontos de coleta do solo também foram obtidos, este procedimento foi mediante a geração de um modelo digital de elevação da BHE no software QGIS versão 3.10, com posterior classificação das faixas de declividade e extração da declividade em cada ponto amostral. Os dados de P disponível, teores de argila, a declividade e a classe de solo de cada ponto amostral, são apresentados na tabela 6.

A partir dos teores de P disponível, % de argila do solo e uso do solo foram calculadas as classes de disponibilidade de P (Tabela 7) a partir do Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS – RS/SC, 2016) e após as recomendações de adubação fosfatada. Nessa recomendação de adubação fosfatada foram utilizadas formulações sugeridas pelo manual, que são P2O5, Super Fosfato Simples (SFS) e Super Fosfato Triplo (SFT), ficando desta forma, três recomendações para as áreas de campo e três recomendações para as áreas de lavoura. Desta forma pode-se analisar a bacia em estudo com três cenários para cada uso, no que tange a aplicação de adubação fosfatada.



**Figura 15.** Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. Elaborado por Stefan Domingues Nachtigall. Legenda: CXn: CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; RLe: NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; GXe: GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico; PAa: ARGISSOLO AMARELO Alumínico abrupto; PVAa: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Alumínico abrupto PVAe: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico; SXe: PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico típico; CXn + RLe: Associação entre CAMBISSOLO HÁPLICO

Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; PVAe + CXn: Associação entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; PVAe + CXn + RLe: Associação entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; RLe + CXn: Associação entre NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; GXe + SXe: Associação entre GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico e PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico típico.

**Tabela 6.** Teores de P disponível (mg kg<sup>-1</sup>), teor de argila (%) e declividade (%) para os usos Campo (C) e Lavoura (L) para os tipos de solos.

Ponto	P disp.	Argila	Declividade	Classe de solo	Ponto	P disp.	Argila	Declividade	Classe do solo
C1	15,95	11,23	5,09	Planossolo Háplico	L1	10,95	10,50	1,41	Planossolo Háplico
C2	14,88	11,91	0,00	Planossolo Háplico	L2	4,25	28,00	7,20	Planossolo Háplico
C3	11,49	11,03	8,94	Planossolo Háplico	L3	8,63	12,35	7,20	Planossolo Háplico
C4	3,43	15,00	4,47	Planossolo Háplico	L4	10,03	13,63	9,89	Planossolo Háplico
C5	2,42	16,50	8,94	Planossolo Háplico	L5	43,16	14,91	11,04	Planossolo Háplico
C6	5,79	21,50	5,65	Planossolo Háplico	L6	3,47	28,27	4,00	Planossolo Háplico
C7	4,68	16,00	2,00	Planossolo Háplico	L7	176,22	14,11	1,41	Planossolo Háplico
C8	4,83	11,50	8,94	Planossolo Háplico	L8	6,35	18,21	9,89	Planossolo Háplico
C9	5,48	13,00	4,24	Planossolo Háplico	L9	228,83	20,22	16,11	Planossolo Háplico
C10	26,00	17,43	7,20	Planossolo Háplico	L10	222,80	13,15	16,48	Planossolo Háplico
C11	5,75	13,49	11,04	Planossolo Háplico	L11	2,49	12,00	12,79	Planossolo Háplico
C12	147,07	13,41	1,41	Planossolo Háplico	L12	6,43	36,00	5,09	Planossolo Háplico
C13	10,42	5,00	4,47	Gleissolo Háplico	L13	3,42	27,50	5,09	Planossolo Háplico
C14	7,98	11,50	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L14	6,17	4,34	4,00	Planossolo Háplico
C15	4,30	12,00	5,83	Argissolo Vermelho-Amarelo	L15	4,04	8,18	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo
C16	5,18	24,50	16,54	Argissolo Amarelo	L16	4,94	5,15	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C17	5,60	48,00	9,89	Argissolo Amarelo	L17	1,85	5,58	15,54	Argissolo Vermelho-Amarelo
C18	4,72	27,00	10,76	Argissolo Vermelho-Amarelo	L18	27,44	3,53	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo
C19	6,32	19,00	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo	L19	4,94	4,00	10,76	Argissolo Vermelho-Amarelo
C20	6,65	3,56	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo	L20	3,98	14,33	9,48	Argissolo Vermelho-Amarelo
C21	44,44	1,40	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L21	4,55	21,07	4,46	Argissolo Vermelho-Amarelo
C22	28,23	1,77	17,01	Argissolo Vermelho-Amarelo	L22	6,14	9,04	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo
C23	15,32	4,58	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L23	4,07	13,49	4,47	Argissolo Vermelho-Amarelo
C24	6,12	4,56	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo	L24	33,01	11,73	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo
C25	8,47	4,33	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo	L25	11,93	19,94	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C26	1,64	18,76	8,59	Argissolo Vermelho-Amarelo	L26	2,14	18,51	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo
C27	34,98	14,50	13,33	Argissolo Vermelho-Amarelo	L27	58,70	9,85	7,61	Argissolo Vermelho-Amarelo
C28	80,37	5,72	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L28	14,81	13,21	1,41	Argissolo Vermelho-Amarelo
C29	25,23	19,37	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L29	39,81	9,38	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo
C30	8,68	7,00	4,23	Argissolo Vermelho-Amarelo	L30	57,59	7,56	16,54	Argissolo Vermelho-Amarelo
C31	9,27	7,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L31	47,78	8,55	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo
C32	29,98	3,50	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo	L32	236,30	6,09	3,16	Argissolo Vermelho-Amarelo
C33	15,23	11,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L33	137,04	7,06	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C34	6,14	16,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L34	10,30	15,50	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo

**Tabela 7.** Interpretação para classes de argila e de disponibilidade de P conforme o Manual de Calagem e Adubação.

Argila - %	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
	> 60%	60 – 41%	40 – 21%	≤ 20%
Classe de disponibilidade	Classe do teor de argila			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
	P – mg dm <sup>-3</sup>			
Muito Baixo	≤ 1,5	≤ 2,0	≤ 3,0	≤ 5,0
Baixo	1,5 – 3,0	2,1 – 4,0	3,1 – 6,0	5,1 – 10,0
Médio	3,1 – 4,5	4,1 – 6,0	6,1 – 9,0	10,1 – 15,0
Alto	4,6 – 9,0	6,1 – 12,0	9,1 – 18,0	15,1 – 30,0
Muito Alto	> 9,0	> 12,0	> 18,0	> 30,0

Também foram aplicados dois limites ambientais, utilizando-se os dados de P disponível, argila e declividades. O Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) é aplicado visando avaliar a capacidade de adsorção de P pelo solo, para que não ocorra excesso de adubação fosfatada no solo. O PCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014) e proposto por Dall’Orsoletta (2018). Para o LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014) foi utilizada a equação 15 e para o índice proposto por Dall’Orsoletta (2018) foram utilizadas as equações 16 e 17, nas quais a equação 16 deve ser aplicada para declividades menores à 25% e a equação 17 usada para declividades maiores a 25%. Para a interpretação dos dois limites comparou-se os teores de P disponível com os valores apresentados pelos índices.

$$LCA - P = 40 + \text{argila} (\%) \quad \text{Eq. 15}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 D) \quad \text{Eq. 16}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 AD) \quad \text{Eq. 17}$$

onde: variável *A* corresponde a fração argila do solo, expresso em % e a variável *D* corresponde a declividade do ponto de coleta, sendo que para a equação 16 corresponde a declividades ≤ 25% e para a equação 17 para declividades ≥ 25%.

### 7.3 Resultados e Discussão

Para os pontos de Calha e Lavoura na Bacia Hidrográfica do Epaminondas, foram recomendadas doses de adubos fosfatados - P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SFS e SFT (Tabela 8), conforme o uso e a necessidade de manutenção dos teores de P disponível para a produção agrícola.

**Tabela 8.** Recomendação de adubação fosfatada (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SFS e SFT) para os pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Pontos Campo	Adubação fosfatada			Pontos Lavoura	Adubação fosfatada		
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SFS	SFT		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SFS	SFT
C1	50,00	277,78	121,95	L1	95,00	527,78	231,71
C2	70,00	388,89	170,73	L2	155,00	861,11	378,05
C3	70,00	388,89	170,73	L3	155,00	861,11	378,05
C4	100,00	555,56	243,90	L4	155,00	861,11	378,05
C5	100,00	555,56	243,90	L5	45,00	250,00	109,76
C6	75,00	416,67	182,93	L6	155,00	861,11	378,05
C7	100,00	555,56	243,90	L7	0,00	0,00	0,00
C8	100,00	555,56	243,90	L8	155,00	861,11	378,05
C9	75,00	416,67	182,93	L9	0,00	0,00	0,00
C10	50,00	277,78	121,95	L10	0,00	0,00	0,00
C11	100,00	555,56	243,90	L11	155,00	861,11	378,05
C12	0,00	0,00	0,00	L12	95,00	527,78	231,71
C13	70,00	388,89	170,73	L13	155,00	861,11	378,05
C14	75,00	416,67	182,93	L14	155,00	861,11	378,05
C15	100,00	555,56	243,90	L15	155,00	861,11	378,05
C16	75,00	416,67	182,93	L16	155,00	861,11	378,05
C17	70,00	388,89	170,73	L17	155,00	861,11	378,05
C18	75,00	416,67	182,93	L18	85,00	472,22	207,32
C19	75,00	416,67	182,93	L19	155,00	861,11	378,05
C20	75,00	416,67	182,93	L20	155,00	861,11	378,05
C21	0,00	0,00	0,00	L21	155,00	861,11	378,05
C22	50,00	277,78	121,95	L22	155,00	861,11	378,05
C23	50,00	277,78	121,95	L23	155,00	861,11	378,05
C24	75,00	416,67	182,93	L24	45,00	250,00	109,76
C25	75,00	416,67	182,93	L25	95,00	527,78	231,71
C26	100,00	555,56	243,90	L26	155,00	861,11	378,05
C27	0,00	0,00	0,00	L27	45,00	250,00	109,76
C28	0,00	0,00	0,00	L28	95,00	527,78	231,71
C29	50,00	277,78	121,95	L29	45,00	250,00	109,76
C30	75,00	416,67	182,93	L30	45,00	250,00	109,76
C31	75,00	416,67	182,93	L31	45,00	250,00	109,76
C32	50,00	277,78	121,95	L32	0,00	0,00	0,00
C33	50,00	277,78	121,95	L33	0,00	0,00	0,00
C34	75,00	416,67	182,93	L34	95,00	527,78	231,71

De maneira geral, observa-se que as áreas de lavoura necessitam maior aporte de adubos fosfatados devido à constante necessidade de P pelas plantas nas zonas destinadas a cultivos agrícolas, uma vez que o P é um dos elementos essenciais para o bom desenvolvimento das plantas. Outra característica relevante aos solos da BHE refere-se a que os solos estão classificados como solos arenosos com baixos teores de argila, esta característica das partículas do solo reduz a sua menor capacidade de adsorção de P nesses solos, quando comparada a solos mais argilosos. Conseqüentemente, os solos com textura arenosa e menores teores de P, possuem menor agregação (ALOVISI et al., 2020), visto que o P e a argila são os principais atuantes no processo de agregação do solo (LI et al., 2020).

Nos pontos de estudo na BHE os mesmos apresentam-se com textura arenosa, o qual corresponde a classificação dos solos encontrados, sendo Argissolos, Cambissolos, Gleissolos, Neossolos e Planossolos (SANTOS et al., 2018), que apresentam sua textura arenosa no horizonte A. Esses tipos de solos apresentam a característica de possuir as maiores perdas de solo até os 50 cm de profundidade (DOU et al., 2020). Para a maioria dos pontos de coleta a declividade apresentada é classificada como Plano, devido apresentar-se em até 3% a declividade predominante na bacia em estudo (SANTOS et al., 2015).

A aplicação do Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) proposto por Gatiboni et al. (2014) e por Dall'Orsoletta (2018), foram utilizados os mesmos pontos de campo e lavoura, comparando-se os teores de P disponível com os valores obtidos pela aplicação dos índices. Observando a tabela 9, teores de P disponível inferiores aos LCA-P, indicam a capacidade de adsorção de P pelo solo.

De maneira geral os pontos de coleta apresentam teores de P disponível abaixo dos 25 mg kg<sup>-1</sup>. Dou et al. (2020) ao avaliarem a distribuição de P em áreas de lavoura e campo, encontraram áreas de campo nativo com teores de P disponível próximos aos observados na BHE e para áreas de lavoura com teores próximos a 1 g kg<sup>-1</sup> de P total. Os autores observaram que o risco de perdas de P também foi considerado baixo, atribuindo esse processo à adsorção do elemento nas partículas mais finas do solo, em especial à argila.

Nos pontos de coleta da BHE ainda se encontram teores de P disponível menores que os índices apresentados como limítrofes para o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para os dois autores (GATIBONI et al., 2014; DALL'ORSOLETTA, 2018), no entanto, alguns pontos apresentaram limites para a adição constante de adubação fosfatada (Tabela 8). Esses resultados corroboram que não há necessidade de adubos fosfatados em certas áreas da BHE, como o recomendado pelos manuais de adubos usualmente utilizados nas regiões dos Estados do RS e SC (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SFS e SFT). Esses excessos de teores de P em alguns pontos da BHE, reflete intensamente o manejo dado aos solos, com adição constante de adubos fosfatados sem as devidas recomendações, bem como o conhecimento das formas de P no solo, as condições climáticas locais e os tipos de solos (GATIBONI & CONDRON, 2021).

**Tabela 9.** Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) para os pontos de coleta Campo (C) e Lavoura (L) da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Pontos Campo	P disp.	LCA-P <sup>1</sup>	LCA-P <sup>2</sup>	Pontos Lavoura	P disp.	LCA-P <sup>1</sup>	LCA-P <sup>2</sup>
C1	15,95	51,23	50,23	L1	10,95	50,50	50,19
C2	14,88	51,91	51,46	L2	4,25	68,00	61,37
C3	11,49	51,03	49,57	L3	8,63	52,35	50,70
C4	3,43	55,00	53,01	L4	10,03	53,63	51,12
C5	2,42	56,50	53,18	L5	43,16	54,91	51,74
C6	5,79	61,50	57,35	L6	3,47	68,27	62,67
C7	4,68	56,00	54,21	L7	176,22	54,11	52,91
C8	4,83	51,50	49,88	L8	6,35	58,21	54,09
C9	5,48	53,00	51,62	L9	228,83	60,22	53,85
C10	26,00	57,43	54,17	L10	222,80	53,15	49,75
C11	5,75	53,49	50,84	L11	2,49	52,00	49,64
C12	147,07	53,41	52,38	L12	6,43	76,00	67,75
C13	10,42	45,00	45,86	L13	3,42	67,50	61,74
C14	7,98	51,50	51,14	L14	6,17	44,34	45,41
C15	4,30	52,00	50,67	L15	4,04	48,18	47,87
C16	5,18	64,50	56,17	L16	4,94	45,15	45,89
C17	5,60	88,00	73,41	L17	1,85	45,59	45,52
C18	4,72	67,00	59,50	L18	27,44	43,53	44,51
C19	6,32	59,00	54,25	L19	4,94	44,00	44,83
C20	6,65	43,56	44,72	L20	3,98	54,33	51,65
C21	44,44	41,40	43,30	L21	4,55	61,07	57,36
C22	28,23	41,77	43,28	L22	6,14	49,04	47,98
C23	15,32	44,58	45,59	L23	4,07	53,49	51,94
C24	6,12	44,56	45,35	L24	33,01	51,73	51,32
C25	8,47	44,33	45,24	L25	11,93	59,94	56,25
C26	1,64	58,76	54,75	L26	2,14	58,51	55,63
C27	34,98	54,50	51,07	L27	58,70	49,85	48,95
C28	80,37	45,72	46,69	L28	14,81	53,21	52,23
C29	25,23	59,37	57,20	L29	39,81	49,38	48,59
C30	8,68	47,00	47,31	L30	57,59	47,56	46,57
C31	9,27	47,00	47,06	L31	47,78	48,55	48,03
C32	29,98	43,50	44,64	L32	236,30	46,09	46,74
C33	15,23	51,00	49,78	L33	137,04	47,06	47,23
C34	6,14	56,00	53,19	L34	10,30	55,50	52,70

1 – LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014); 2 – LCA-P proposto por Dall’Orsoletta (2018).

Conforme Li et al. (2020) ao avaliarem a distribuição espacial e a dinâmica do P no solo em bacias hidrográficas de abastecimento humano, afirmam que a adição de adubos fosfatados em áreas agrícolas dentro destas bacias são a principal fonte de enriquecimento de sedimentos com P, devido às perdas de solo. No Brasil, existem estudos que avaliam essas perdas de solo e sua relação com as altas concentrações de P (LOURENZI et al., 2015; DIDONÉ et al., 2015; BISPO et al., 2017). Essas altas concentrações estão relacionadas com a adição constante de dejetos suínos no solo, os quais saturam os sítios de adsorção de P no solo e principalmente nas camadas superficiais do solo (GATIBONI & CONDRON, 2021).

#### 7.4 Conclusão

De maneira geral, nos três cenários constituídos com dosagens de adubos fosfatados, os solos da bacia em estudo apresentam capacidade de adsorção de P, devido aos teores de P disponível encontrarem-se classificados como baixos e a aplicação de limites ambientais indicarem a capacidade de adsorção do solo. No entanto, o P é um elemento que necessita monitoramento ambiental devido a sua dinâmica no solo e associado aos solos da bacia em estudo serem classificados como arenosos.

#### 7.5 Referências Bibliográficas

AGUIAR, C.P.O. de; PELEJA, J.R.P.; SOUSA, K.N.S.; GOCH, Y.G. de F.; GUIMARÃES, A. dos S. Nível de trofia em microbacias hidrográficas sob diferentes usos de solos, na região amazônica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, p.1093-1102, 2015

ALOVISI, A.M.T.; CASSOL, C.J.; NASCIMENTO, J.S.; SOARES, N.B.; JUNIOR, I.R. da S.; SILVA, R. S. da; SILVA, J.A.M. da Soil factors affecting phosphorus adsorption in soil in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v.22, p. 1-7, 2020

BISPO, D.F.A.; SILVA, M.L.N.; MARQUES, J.J.G. de S. e M., BECHMANN, M.; BATISTA, P.V.G.; CURI, N. Phosphorus transfer at a small catchment in southeastern in Brazil: distributed modelling in different land use cenarios. **Ciência e Agrotecnologia**, v.41, p.565-579, 2017

BUCHANAN, B.P.; ARCHIBALD, J.A.; EASTON, Z.M.; SHAW, S.B.; SCHNEIDER, R.L.; WALTER, M.T. A phosphorus index that combines critical sources areas and transport pathways using a travel time approach. **Journal of Hidrology**, v.486, p.123-135, 2013

BUCCI, M.M.H.S.; DELGADO, F.E. da F.; SANTOS, C. da S.; OLIVEIRA, L.F.C.de Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. **Revista Ambiente e Água**, v.10, n.4, 2015, 804-824 p.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVACK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KNOPKA, A.E. Field-scale variability of soil proprieties in Central Iowa soils. *Soil Sci Soc Am J*, v. 58, p.1240–1248, 1994.

COMISSÃO DE FERTILIDADE E QUÍMICA DO SOLO – CQFS – **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2016, 376 p.

DALL'ORSOLETTA, D.J. Limite Crítico Ambiental de Fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquidos de suínos. Tese, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2018, 108 p.

DIDONÉ, E.; MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. **Journal Soil Sediment**, v.15, p.2334-2346, 2015

DOU, C.; XIA, J.; WANG, Y.; CAI, W.; ZENG, Z.; ZHU, X.; CHENG, Y. Spatial variations of soil phosphorus in bars of a mountainous river. **Science of the Total Environment**, v.704, p.1-10, 2020

FIA, R.; MATOS, A.T.; CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico na água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.4, p.132-141, 2009

GATIBONI, L.C.; SMYTH, T.J.; SCHMITT, D.E.; CASSOL, P.C.; OLIVEIRA, C.M.B. Proposta de Limites Críticos Ambientais de Fósforo para Solos de Santa Catarina. Boletim Técnico CAV-UDESC, Lages: UDESV/CAV, 2014, 38 p.

GATIBONI, L.C. & CONDRON, L.M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v.385, p. 1-9, 2021

GEBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R.R.; LOUZADA, J.A.S.; MIQUELLUTI, D.J. Fósforo reativo: arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.99-107, 2012

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; TIECHER, T.L.; LORENSINI, F.; CANICIAN, A.; STEFANELLO, L.; GIROTTO, E.; VIEIRA, R.C.B.; FERREIRA, P.A.A.; BRUNETTO, G. Forms os phosphorus transfer in runoff no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, p.1-16, 2015

LI, H.; ZHU, H.; QIU, L.; WEI, X.; LIU, B.; SHAO, M. Response of soil OC, N and P to land-use change and erosion in the back soil region of the Northeast China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.302, p. 1-10, 2020

LI, Z.; ZHANG, R.; LIU, C.; ZHANG, R.; CHEN, F.; LIU, Y. Phosphorus spatial distribution and pollution risk assessment in agricultural soil around the Danjiangkou reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v.699, p. 1-9, 2020

KLUMB, G.B.; VEBER, P.M.; MELLO, L.B.; DORNELES, V.R.; DAMÉ, R.de C.F.; TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A. Balanço hídrico climatológico e classificação climática de Thornthwaite para o município de Pelotas/RS. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v.1, n.1, p. 229-235, 2018.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim Técnico nº 5, 2ª ed. rev. e amp., Porto Alegre: Departamento de Solo, UFRGS, 1995, 174 p.

VEITH, T.L.; GOSLEE, S.C.; BEEGLE, D.B.; WELD, J.L.; KLEINMANN, P.J.A. Analyzing within-county hydrogeomorphological characteristics as a precursor to

phosphorus index modifications. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.1365-1371, 2017

WANG, C.; FANG, F.; YUAN, Z.; ZHANG, R.; ZHANG, W.; GUO, J. Spatial variations of soil phosphorus forms and the risks of phosphorus release in the water-level fluctuation zone in a tributary of the Three Gorges Reservoir. **Science of the Total Environment**, v.699, 2020, p. 1-10

WEBSTER, R.; OLIVER, M. *Geostatistics for environmental scientists*, second edn. Wiley, Chichester, 2007.

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo teve avanços consideráveis do ponto de vista de diagnósticas a vulnerabilidade ambiental associada a diferentes manejos e/ou usos do solo na Bacia Hidrográfica do Epaminondas, Pelotas – Rio Grande do Sul, porém, algumas lacunas ainda ficaram em aberto. Foi observado que as variáveis geoquímicas utilizadas para a aplicação do método *fingerprinting* não foram precisas suficientemente para identificar de forma satisfatória as fontes de produção de sedimentos, que era o principal objetivo do estudo, porém, novas variáveis testadas (fracionamento químico da matéria orgânica do solo) apresentaram capacidade discriminantes mostrando assim, que podem ser usadas em trabalhos futuros que buscam modelar os processos erosivos em bacias hidrográficas.

Para o estudo relacionado aos metais pesados, foram selecionados quatro metais pesados (Cu, Fe, Mn e Zn) para o desenvolvimento dos índices propostos, ao quais indicaram que não ocorre contaminação dos sedimentos e que a fonte desses teores é natural e proveniente do solo. Para tanto, ainda a necessidade de estudos relacionados aos metais Fe e Mn, que apresentam teores elevados no ponto de captação na barragem do Santa Bárbara que fica a jusante da bacia em estudo.

Para o estudo de adsorção de P nos solos da bacia, ainda ocorre a capacidade de aplicação de adubos fosfatados sem que ocorra o risco imediato de perdas por escoamento, percolação ou lixiviação, e que não ocorra a contaminação de mananciais hídricos. No entanto, ainda há a necessidade de desenvolver estudos mais detalhados acerca da dinâmica desse elemento nos solos da bacia, levando ainda em conta a intensidade de precipitações no local e o quanto isso pode ocasionar perdas de P.

De maneira geral, com a proposição dos três estudos conseguiu-se elaborar uma visualização dos principais problemas ambientais da bacia e que as atividades antrópicas ainda não causam danos severos e irreversíveis a mesma, mas que ainda há necessidade de estudos em todos os aspectos propostos e em demais âmbitos naturais dentro da bacia. Ainda serão propostos com os dados da presente tese o cálculo do P index, que indicará o grau de vulnerabilidade da bacia com relação as perdas de P por erosão, isotermas de

adsorção de P, K e Na para compreender a capacidade do solo de receber maiores quantidades de P e K por adubos fosfatados, e o quanto o Na pode ainda ser liberado na solução do solo e ainda relação entre a granulometria dos sedimentos e a quantidade de metais adsorvidos aos mesmos.

## 9. REFERÊNCIAS

ABBOTT, S.; JULIAN, J.P.; KAMARINAS, I.; MEITZEN, K.M.; FULLER, I.C.; McCOLL, S.T.; DYMOND, J.R. State-shifting at the edge of resilience: river suspended sediment responses to land use change and extreme storms. **Geomorphology**, v.305, p. 49-60, 2018

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

ABRAHIM, G. M. S. & PARKER, R. J. Assessment of heavy metals enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. **Environmental Monitoring Assessment.**, v. 136, p. 227-238, 2008

AGUIAR, C.P.O. de; PELEJA, J.R.P.; SOUSA, K.N.S.; GOCH, Y.G. de F.; GUIMARÃES, A. dos S. Nível de trofia em microbacias hidrográficas sob diferentes usos de solos, na região amazônica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, p.1093-1102, 2015

AL-HAIDAREY, M.J.S.; HASSAN, F.M.; AL-KUBAISEY, A.R.A.; DOUABUL, A.A.Z. The Geoaccumulation Index of some heavy metals in Al-Hawizeh Marsh, Iraq. **E-Journal of Chemistry**, v7, p.157-162, 2010

ALOVISI, A.M.T.; CASSOL, C.J.; NASCIMENTO, J.S.; SOARES, N.B.; JUNIOR, I.R. da S.; SILVA, R. S. da; SILVA, J.A.M. da Soil factors affecting phosphorus adsorption in soil in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v.22, p. 1-7, 2020

AMORIM, F.F.; BEZERRA DA SILVA, Y.J.A.; NASCIMENTO, R.C.; BEZERRA DA SILVA, Y.J.A.; TIECHER, T.; ARAÚJO DO NASCIMENTO, C.W.; MINELLA, J.P.G.; ZHANG, Y. UPADHAYAY, H.R.; PULLEY, S.; COLLINS, A.L. Sediment source apportionment using optical composite signatures in a rural catchment, Brazil. **Catena**, v.202, p. 1-16, 2021

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A.G. do; ALMEIDA, F.T. de; BONGIOVANI, M.C.; SCHNEIDER, R.M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente e Água**, v.11, p. 162-175, 2016

AWAN, U.K. & ISMAEEL, A. A new technique to map groundwater recharge in irrigated areas using a SWAT model under changing climate. **Journal of Hydrology**, v.519, p.1368–1382, 2014.

BAGARELLO, V.; DI STEFANO, C.; FERRO, V.; PAMPALONE, V. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models. **Catena**, v.155, p.10-19, 2017

BAGIO, B.; BERTOL, I.; WOLSCHICK, N.H.; SCHNEIDERS, D.; NASCIMENTO DOS SANTOS, M.A. Water erosion in different slope lengths on bare soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.41, p.1-15, 2016

BENITES, V. de M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O. de A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Comunicado Técnico Embrapa nº16, 7 p., Rio de Janeiro, 2003

BENITES, V. de M.; MACHADO, P.L.O. de A.; MADARI, B.E.; FONTANA, A. Fracionamento química da Matéria Orgânica. In: TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. Manual de métodos de análise de solos. EMBRAPA: Brasília, pp. 401 – 414, 2017

BISPO, D.F.A.; SILVA, M.L.N.; MARQUES, J.J.G. de S. e M., BECHMANN, M.; BATISTA, P.V.G.; CURI, N. Phosphorus transfer at a small catchment in southeastern in Brazil: distributed modelling in different land use cenarios. **Ciência e Agrotecnologia**, v.41, p.565-579, 2017

BISPO, D.F.A.; BATISTA, P.V.G.; GUIMARÃES, D.V.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; QUINTON, J.N. Monitoring land use impacts on sediment production: a case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environment services. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.44, p. 1-15, 2020

BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Ambiente e Água**, v.12, p. 226-237, 2017

BROETTO, T.; TORNQUIST, C.G.; CAMPOS, B.C.de; SCHNEIDER, J.C. Relationship between Agriculture, Riparian Vegetation, and Surface Water Quality in Watersheds. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.41, p.1-13, 2017

BUCHANAN, B.P.; ARCHIBALD, J.A.; EASTON, Z.M.; SHAW, S.B.; SCHNEIDER, R.L.; WALTER, M.T. A phophorus index that combines critical sources areas and transport pathways using a travel time approach. **Journal of Hidrology**, v.486, p.123-135, 2013

BUCCI, M.M.H.S.; DELGADO, F.E. da F.; SANTOS, C. da S.; OLIVEIRA, L.F.C.de Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. **Revista Ambiente e Água**, v.10, n.4, p. 804-824, 2015

CADONÁ, E.A.; LOURENZI, C.R.; SOUZA, E.L.; RAMPINELLI, E.C.; SANTOS, M.L.; SETE, P.B.; SOARES, C.R.F.S. Contaminação por Nitrogênio e Fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. **Geociências**, v.37, p.883-891, 2018

CADONÁ, E.A.; FERREIRA, G.W.; SANTOS, M.L. dos; SOARES, C.R.F.S.; SOUZA, E.L. de; LOURENZI, C.R. Cu, Zn e Mn na água e no solo em áreas com intensa atividade suinícola no sudeste do estado de Santa Catarina. In: PACHECO, J. T.R.; KAWANISHI, J.Y.; NASCIMENTO, R. do. (Org.) Meio ambiente e desenvolvimento sustentável 2. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019, pp. 258-270

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; NOVACK, J.M.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L.; TURCO, R.F.; KNOPKA, A.E. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci Soc Am J*, v. 58, p.1240–1248, 1994.

CALDEIRA, T.L.; MELLO, C.R.; BESKOW, S.; TIMM, L.C.; VIOLA, M.R. LASH hydrological model: an analysis focused on spatial discretization. *Catena*, v.173, p.183-193, 2019

COMISSÃO DE FERTILIDADE E QUÍMICA DO SOLO – CQFS – **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2016, 376 p.

CAMPOS, D.V.B. de & MACHADO, P.L.O. de A. Fracionamento físico da matéria orgânica. In: TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. Manual de métodos de análise de solos. EMBRAPA: Brasília, pp. 415-425, 2017

CAPOANE, V. Concentrações de Cu, Zn e Mn no sedimento de fundo de uma bacia hidrográfica com suinocultura intensiva. *Revista de Ciências Ambientais*, v.10, p.43-58, 2016

CHEN, F.; FANG, N.; SHI, Z. Using biomarkers as fingerprinting properties to identify sediment sources in a small catchment. *Science of the Total Environment*, v.557-558, p.123-133, 2016

CHENG, Y.; LI, P.; XU, G.; LI, Z.; GAO, H.; ZHAO, B.; WANG, T.; WANG, F.; CHENG, S. Effects of soil erosion and land use on spatial distribution of soil total phosphorus in a small watershed on the Loess Plateau, China. *Soil & Tillage Research*, v. 184, p. 142-152, 2018

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. Fingerprinting the origin of fluvial suspended sediment in larger river basins: combining assessment of spatial provenance and source type. *Geografiska Annaler*, v.79, p.239-254, 1997

\_\_\_\_\_; WALLING, D.E.; SICHINGABULA, H.M.; LEEKS, G.J.L. Suspended sediment source fingerprinting in a small tropical catchment and some management implications. *Applied Geography*, v.21, p.387-412, 2001

\_\_\_\_\_ & WALLING, D.E. Select fingerprint properties for discrimination potential suspended sediment source in rivers basins. *Journal of Hydrology*, 261, 218-244, 2002

\_\_\_\_\_ ; ZHANG, Y.; WALLING, D.E.; GRENFELL, S.E.; SMITH, P. Tracing sediment loss from eroding farm tracks using a geochemical fingerprinting procedure combining local and genetic algorithm optimisation. **Science of the Total Environment**, v.408, p.5461-5471, 2010a

\_\_\_\_\_ ; WALLING, D.E.; McMELLIN, G.K.; ZHANG, Y.; GRAY, J.; McGONIGLE, D.; CHERRINGTON, R. A preliminary investigation of the efficacy of riparian fencing schemes for reducing contributions from eroding channel banks to the siltation of salmonid spawning graves across the south west UK. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.1341-1349, 2010b

\_\_\_\_\_ & WALLING, D.E. Selecting fingerprinting properties for discriminating potential suspended sediment source in river basins. **Journal of Hydrology**, v.261, p.218-244, 2002

CUNHA, T. J. F.; CANELLAS, L.P.; SANTOS, G. de A.; RIBEIRO, L.P. Fracionamento da matéria orgânica humificada de solos brasileiros. In: CANELLAS, L.P. & SANTOS, G. A. (Org.) *Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas*. Campos dos Goytacazes, pp.54-81, 2005

CURADO, A.L.; OLIVEIRA, C.C. de; COSTA, W.R.; ANHÊ, A.C.B.M.; SENHUK, A.P.M. Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assessment. **Ambiente e Água**, v.13, p.1-10, 2018

DALL'ORSOLETTA, D.J. Limite Crítico Ambiental de Fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquidos de suínos. Tese, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2018, 108 p.

DIDONÉ, E.; MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. **Journal Soil Sediment**, v.15, p.2334-2346, 2015

\_\_\_\_\_ ; MINELLA, J.P.G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediments yield in a large cultivated catchment under no-till on Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.174, p.24-33, 2017

DOU, C.; XIA, J.; WANG, Y.; CAI, W.; ZENG, Z.; ZHU, X.; CHENG, Y. Spatial variations of soil phosphorus in bars of a mountainous river. **Science of the Total Environment**, v.704, p.1-10, 2020

EVRARD, O.; LACEBY, P.J.; HUON, S.; LEFÈVRE, I.; SENGTAHEUANHOUNG, O.; RIBOLZI, O. Combining multiple fallout radionuclides ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{7}\text{Be}$  e  $^{210}\text{Pbex}$ ) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical ephemeral river systems. **Journal of Soils and Sediments**, v.16, p.1130-1144, 2016

\_\_\_\_\_ ; DURAND, R.; FOUCHER, A. TIECHER, T. SELLER, V.; ONDE, Y.; LEFÈVRE, I.; CERDAN, O.; LACEBY, J. P. Using spectrocolourimetry to trace sediment source dynamics in coastal catchments draining the maquis Fukushima

radioactive pollution plume (2011-2017). **Journal of Soils and Sediments**, p.1, 2019

FARIAS, V.L. da S.; FILHO, M.V.M.; DE PAULA, D.T.; SIQUEIRA, D.S. Modeling of Phosphorus losses by water erosion. **Engenharia Agrícola**, v.38, p.149-157, 2018

FIA, R.; MATOS, A.T.; CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico na água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.4, p.132-141, 2009

\_\_\_\_\_; TADEU, H.C.; MENEZES, J.P.C. de; FIA, F.R.L.; OLIVEIRA, L.F.C. de Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, p.267-275, 2015

FOLTZ, R.B.; ELLIOT, W.J.; WAGENBRENNER, N.S. Soil erosion model predictions using parent material/soil texture-based parameters compared to using site-specific parameters. **Transactions of the ASABE**, v. 54, p.1347-1356, 2011

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. Servmar: São Paulo, 2006, 105 p.

GALOSKI, C.E.; MARTÍNEZ, A.E.J.; SCHULTZ, G.B.; SANTOS, I. dos; FROEHNER, S. Use of n-alkanes to trace erosion and mais sources of sediments in a watersheds in Southern Brazil. **Science of the Environment**, v.682, p.447-456, 2019

GATIBONI, L.C.; SMYTH, T.J.; SCHMITT, D.E.; CASSOL, P.C.; OLIVEIRA, C.M.B. Proposta de Limites Críticos Ambientais de Fósforo para Solos de Santa Catarina. Boletim Técnico CAV-UDESC, Lages: UDESV/CAV, 2014, 38 p.

GATIBONI, L.C.; NICOLOSO, R. da S.; MUMBACH, G.L.; JUNIOR, A.A. de S.; DALL'ORSOLETTA, D.J.; SCHMITT, D.E.; SMYTH, T.J. Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risks of loeses to water in soils from Rio Grande do Sul. Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.44, p. 1-14, 2020

GATIBONI, L.C. & CONDRON, L.M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v.385, p. 1-9, 2021

GEBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R.R.; LOUZADA, J.A.S.; MIQUELLUTI, D.J. Fósforo reativo: arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.99-107, 2012

GONÇALVES, P.E.R. da S.; OLIVEIRA, A.P. de; CRUZ, I.F. de; ZEILHOFER, P.; DORÉS, E.F.G. de C. Distribuição espacial de metais potencialmente tóxicos em água superficial nas bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço – MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, p.157-168, 2015

GU, Y.G.; WANG, Z.H.; LU, S.H.; JIANG, S.J.; UM, D.H.; SHU, Y.H. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China. **Environmental Pollution**, v.163, p.248-255, 2012

\_\_\_\_\_; LIN, Q.; YU, Z.L.; WANG, X.N.; KE, C.L.; NING, J.J. Speciation and risk of heavy metals in sediments and human health implications of heavy metals in edible nekton in Beibu Gulf, China: a casa study of Qinzhou Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v.101, p.852-859, 2015

GUZMÁN, G.; BARRÓN, V.; GÓMEZ, J.A. Evaluation of magnetic iron oxides as sediment tracers in water erosion experiments. **Catena**, v.82, p.126-133, 2010

HOROWITZ, A. J. A primer on sediment trace element chemistry. 2.ed. Chelsea: Lewis, 1991. 136 p.

HUANG, D.; DU, P.; WALLING, D.; NING, D.; WEI, X.; LIU, B.; WANG, J. Using reservoir deposit to reconstruct the impact of recente changes in land management on sediment yeld and sediment sources for a small catchment in the Black Soil region of Northeast, China. **Geoderma**, v. 343, p. 139-154, 2019

JAYARATHNE, A.; EGODAWATTA, P.; AYOKO, G.A.; GOONETILLEKE, A. Assessment of ecological and human health risks of metals in urban road dust based on geochemical fractionation ant potential bioavailability. **Science of the Total Environment**, v.635, p. 1609-1619, 2018

JIAO, F.; REN, L.; WANG, X.; LIU, W. Pollution characteristics and potential ecological risk assessment of metals in the sediments of Xiaoqing River, Jinan. **Enviromental Science Pollution Research**, v.24, p. 15001-15011, 2017

JOOSSE, P.J. & BAKER, D.B. Context for re-evaluating agricultural source phosphorus loadings to the Great Lakes. **Canadian Journal of Soil Science**, v.91, p. 317-327, 2011

KATH, A.H.; TIMM, J.G.; MONKS, J.L.F. Caracterização de parâmetro físico-químicos e correlações com o manganês nos afluentes da barragem do Santa Bárbara, Pelotas/RS. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aracaju, v.8, n.2, p.34-48, 2017.

KLUMB, G.B.; VEBER, P.M.; MELLO, L.B.; DORNELES, V.R.; DAMÉ, R.de C.F.; TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A. Balanço hídrico climatológico e classificação climática de Thornthwaite para o município de Pelotas/RS. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v.1, n.1, p. 229-235, 2018

KORASHY, H.M.; ATTAFI, I.M.; FAMULSKI, K.S.; BAKHEET, S.A.; HAFEZ, M.M.; ALSAAD, A.M.S.; AL-GHADEER, A.R.M. Gene expression profiling to identify the toxicities and potentially relevant human disease outcomes associated with environmental heavy metal exposure. **Environmental Pollution**, v.221, p.64-74, 2017

LI, Z.; SUN, Y.; NIE, X. Biomarkers as a soil organic tracer of sediment: recent advances and challenges. **Earth-Science Reviews**, 208, p.1 – 13, 2020

LI, H.; ZHU, H.; QIU, L.; WEI, X.; LIU, B.; SHAO, M. Response of soil OC, N and P to land-use change and erosion in the back soil region of the Northeast China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.302, p. 1-10, 2020

LI, Z.; ZHANG, R.; LIU, C.; ZHANG, R.; CHEN, F.; LIU, Y. Phosphorus spatial distribution and pollution risk assessment in agricultural soil around the Danjiangkou reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v.699, p. 1-9, 2020

LIN, J.; HUANG, Y.; WANG, M.; JIANG, F.; ZHANG, X.; GE, H. Assessing the sources of sediment transported in gully systems using a fingerprinting approach: an example from South-east China. **Catena**, v.129, p.9-17, 2015

LÖBLER, C.A.; SILVA, J.L.S.; TERRA, L.G. Mapeamento da vulnerabilidade das águas subterrâneas e uso do solo na área urbana do município de Nova Palma, RS. **Ciência e Natura**, v.36, p.587-592, 2014

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; TIECHER, T.L.; LORENSINI, F.; CANICIAN, A.; STEFANELLO, L.; GIROTTO, E.; VIEIRA, R.C.B.; FERREIRA, P.A.A.; BRUNETTO, G. Forms of phosphorus transfer in runoff no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, p.1-16, 2015

LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; SCHULTZ, N.; DOS ANJOS, L.H.C.; DA SILVA, E.M.R. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. *Bragantia*, v.69, n.4, p. 913-922, 2010

MACHADO, P.L.O. de A. Fracionamento físico do solo por densidade e granulometria para a quantificação de compartimentos da matéria orgânica do solo – um procedimento para a estimativa pormenorizada do sequestro de carbono do solo. Comunicado Técnico nº 09, Embrapa Solos: Rio de Janeiro, 6 p., 2002

MAHMOODABADI, M. & CERDÀ, A. WEPP calibration for improved predictions of interrill erosion in semi-arid to arid environments. **Geoderma**, v.204-205, p.75-83, 2013

MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; KREIN, A.; GALLART, F.; IFFLY, J.F.; PFISTER, L.; HOFFMANN, L. & OWENS, P.N. Assessment of different colour parameters

for discriminating potential suspended sediment sources and provenance: A multi-scale study in Luxembourg. **Geomorphology**, v.118, p.118-129, 2010

MATOS, L.A.; CUNHA, A.C.S.; SOUSA, A.A.; MARANHÃO, J.P.R.; SANTOS, N.R.S.; GONCALVES, M. de M.C.; DANTAS, S.M.M. de M.; SOUSA, J.M. de C. e; PERON, A.P.; SILVA, F.C. da; ALENCAR, M.V.O.B. de; ISLAM, Md. T.; AGUIAR, R.P. de S.; MELO-CAVALCANTE, A. A. de C.; BONECKER, C.C.; JUNIOR, H.F.J. The influence of heavy metals on toxicogenetic damage in Brazilian tropical river. **Chemosphere**, v.185, p.852-859, 2017

McKEAGUE, J.A. & DAY, J.H. Dithionite and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. **Canadian Journal Soil Science**, v.46, p.13-22, 1966

MELO, C.R.; NORTON, L.D.; PINTO, L.C.; BESKOW, S.; CURI, N. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. **Ciência e Agrotecnologia**, v.40, p.7-25, 2016

MENDONÇA, E. de S. & MATOS, E. da S. Matéria Orgânica do Solo: métodos de análise. 81p. Viçosa, 2005

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F. de A.; MOURA-BUENO, J.M.; TIECHER, T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.585 – 598, 2014a

\_\_\_\_\_; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F. de A.; MOURA-BUENO, J.A. Variáveis mineralógicas preditoras de fontes de produção de sedimentos, em uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.783-796, 2014b

MINELLA, J.P.G.; WALLING, D.E.; MERTEN, G.H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v.348, p.546-563, 2008

\_\_\_\_\_; MERTEN, G.H.; CLARKE, R.T. Método “fingerprinting” para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.633-638, 2009

\_\_\_\_\_; WALLING, D.E.; MERTEN, G.H. Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in Southern Brazil, to support the development of effective sediment management strategies. **Journal of Hydrology**, v.519, p.2189-2201, 2014

MÜLLER, G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. **Umschan**, v.79, p. 778-783, 1979

NASCIMENTO, E.D. do; MAIA, C. M. de M.; DE ARAÚJO, M. F. F. Contaminação da água de reservatórios do semiárido potiguar por bactérias de importância médica. **Ambiente e Água**, v.11, n.2, p. 414 – 427, 2016

NASCIMENTO, L.P. do; REIS, D.A.; ROESER, H.M.P.; SANTIAGO, A. da F. Avaliação geoquímica de metais em sistemas fluviais afetados por atividades antrópicas do Quadrilátero Ferrífero. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, p.767-778, 2018

NELSON, E.J. & BOOTH, D.B. Sediment source in an urbanizing, mixed land-use watershed. **Journal of Hydrology**, v.264, n.1, p.51-68, 2002

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R., SRINIVASAN, R. Soil and Water Assessment Tool user's Manual Version 2000. Black Land Research and Extension Center, Texas Agricultural Experiment Station Texas, 2002

NOSRATI, K.; AKBARI-MAHDIABAD, M.; FIENER, P.; COLLINS, A.L. Using different size fractions to source fingerprinting fine-grained channel bed sediment in a large drainage basin in Iran. **Catena**, v. 200, p. 1-13, 2021

OLIVEIRA, E.C.; LAFON, J.M.; CORRÊA, J.A.M.; CARVALHO, J.H. dos S.; DIAS, F.F.; TADDEI, M.H.T. Distribuição dos metais traços em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da região de Belém. PA (margem oeste da baía do Guajará e rio Carnapijó). **Geochimica Brasiliensis**, v.29, p. 139-153, 2015

PANDEY, L.; PARJ, J.; SON, D.H.; KIM, W.; ISLAM, M.S.; CHOI, S.; LEE, H.; HAN, T. Assessment of metal contamination in water and sediments from major rivers in South Korea from 2008 at 2015. **Science of the Total Environment**, v. 651, p.323-333, 2019

PIERI, L.; POGGIO, M.; VIGNUDELLI, M.; BITTELLI, M. Evaluation of the WEPP model and digital elevation grid size, for simulation of streamflow and sediment yield in a heterogeneous catchment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, p.1331-1344, 2014

PIRATOBA, A.R.A.; RIBEIRO, H.M.C.; MORALES, G.P.; GONÇALVES E GONÇALVES, W. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambiente e Água**, v.12, p.435-456, 2017

QUYEN, N.T.N., LIEM, N.D., LOI, N.K. Effect of land use change on water discharge in Srepok watershed, Central Highland, Viet Nam. **International Soil & Water Conservation**, v.2, p.74–86, 2014

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESEIS, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. Predicting soil erosion by water – a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: USDA, 1997

RODRIGUES, M.F.; REICHERT, J.M.; BURROS, R.A.; FLORES, E.M.M.; MINELLA, J.P.G.; RODRIGUES, L.A.; OLIVEIRA, J.S.S.; CAVALCANTE, R.B.L.

Coarse and fine sediment source in nested watersheds with eucalyptus forest. **Land Degradation Development**, v.29, p. 2237-2253, 2018

SANTANA, G.S.; DICK, D.P.; TOMAZI, M.; BAYER, C.; JACQUES, A.V.A. Chemical composition and stocks of soil organic matter in a South Brazilian oxisol under pasture. **Journal of the Brazilian Chemistry Society**, v. 24, p. 821 – 829, 2013

SANTOS, I. dos & KOBAYAMA, M. Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.3, p.77-89, 2008

SANTOS, F.A.S.; PIERANGELI, M.A.P.; SILVA, F.L.; SERAFIM, M.E.; SOUSA, J.B. de; OLIVEIRA, E.B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, v. 18, p. 43-53, 2017

SANTOS, H.G. dos; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C. dos; OLIVEIRA, V.A. de; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A. de; ARAÚJO FILHO, J.C. de; OLIVEIRA, J.B. de; CUNHA, T.J.F.; Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, 5ª ed. rev. ampl., Brasília: Embrapa, 2018, 356 p.

SANTOS, L. M. M.; SOUZA, R.C.; ANUNCIÇÃO, D.S.; VIANA, Z.C.V.; SANTOS, V.L.C.S. Análise de metais em sedimentos de manguezal do Rio Passa Vaca, Salvador, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v.1, p.1-7, 2017.

SCHWERTMANN, U. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit saurem Ammoniumoxalat-Lösung. Z. Pflanzenernähr. **Bodenkd**, v.105, 1964, p. 194-202

SHARPLEY, A.; JARVIE, H.P.; BUDA, A.; MAY, L.; SPEARS, B.; KLEINMAN, P. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. **Journal of Environmental Quality**, v.42, p. 1308-1326, 2013

SHI, C.; DING, H.; ZAN, Q.; LI, R. Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China. **Marine Pollution Bulletin**, v.143, p. 115-124, 2019.

SILVA, F.C. (Org.) Digestão nitroperclórica: manual de análises química de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa, 1999, 370 p.

SILVA, A.S.; SILVA, I. de F. de; BANDEIRA, L.B.; DIAS, B. de O.; NETO, L. de F. da S. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos de solos. **Ciência Rural**, v.44, p.1783-1789, 2014

SILVEIRA, A.L.L. da Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. (Org.) Hidrologia: ciência e aplicação. ABRH: EDUSP, Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.4, 1993, 943 p.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Org.) Manual de Métodos de Análise de Solo. 3ª ed. rev. amp. 574 p., 2017

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim Técnico nº 5, 2ª ed. rev. e amp., Porto Alegre: Departamento de Solo, UFRGS, 1995, 174 p.

TIECHER, T.L.; CERETTA, C.A.; COMIN, J.J.; GIROTTI, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M.P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P.A.A.; LOURENZI, C.R.; COUTO, R. da R.; BRUNETTO, G. Forms and acumulation of copper and zinc in a Sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, p. 812-824, 2013

TIECHER, T.; MINELLA, J.P.G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J.W.R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L.H.; SCHAEFER, G.L.; SANTOS, D. R. dos Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.639-649, 2014

\_\_\_\_\_ ; CANER, L.; MINELLA, J.P.G.; SANTOS, D.R. dos Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportioment. **Sciene of the Total Enviromental**, v.527-528, p.135-149, 2015

\_\_\_\_\_ ; MINELLA, J.P.G.; CANER, L.; EVRARD, O.; ZAFAR, M.; CAPOANE, V.; LE GALL, M.; SANTOS, D.R. dos Quantifyng land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems and Enviroment**, v.237, p.95-108, 2017

\_\_\_\_\_ ; RAMON, R.; LACEBY, J.P.; EVRARD, O.; MINELLA, J.P.G.; Potential of phosphorus fraction to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. **Geoderma**, v.377, p.1067-1076, 2019

\_\_\_\_\_ ; MOURA-BUENO, J.M.; CANER, L.; MINELLA, J.P.G.; EVRARD, O.; RAMON, R.; NAIBO, G.; BARROS, C.A.P.; SILVA, Y.A.B.S.; AMORIM, F.F.; RHEINHEIMER, D.S. Improving the quantification of sediment source contributions using different mathematical model and spectral preprocessing techniques for individual or combined spectra of ultravioleta-visible, near and middle-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v. 384, p. 1-16, 2021

TORREZANI, L.; SARGENTINI JUNIOR, É; OLIVEIRA, C.A.S.; SANTANA, G.P. Índice de Geoacumulação de Mercúrio na Bacia do Igarapé do Educandos (Manaus/Amazonas). **Journal of Chemical Engineering and Chemistry**, v.2, p. 161-170, 2017

UNIYAL, B., JHA, M.K., VERMA, A.K. Assessing climate change impact on water balance components of a River Basin using SWAT model. **Water Resourche Management**. v.29, p. 4767–4785, 2015

VEITH, T.L.; GOSLEE, S.C.; BEEGLE, D.B.; WELD, J.L; KLEINMANN, P.J.A. Analyzing within-county hydrogeomorphological characteristics as a precursor to phosphorus index modifications. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.1365-1371, 2017

WALLING, D.E. & WOODWARD, J.C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, v.46, p.327-336, 1995

\_\_\_\_\_ ; COLLINS, A.L. Integrated assessment of catchment sediment budgets: a technical manual. Exeter: University of Exeter, 2000. 168p.

WALLING, D.E. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, v.344, p.159-184, 2005

\_\_\_\_\_ The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. **Journal Soils and Sediments**, v.13, p.1658-1675, 2013

WALKLEY, A. & BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, p. 29-38, 1934

WANG, C.; FANG, F.; YUAN, Z.; ZHANG, R.; ZHANG, W.; GUO, J. Spatial variations of soil phosphorus forms and the risks of phosphorus release in the water-level fluctuation zone in a tributary of the Three Gorges Reservoir. **Science of the Total Environment**, v.699, 2020, p. 1-10

WEBSTER, R.; OLIVER, M. Geostatistics for environmental scientists, second edn. Wiley, Chichester, 2007.

WILLIAMS, J.R. & BERNDT, H.D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. **Transaction of the ASAE**, v.20, p.1100-1104, 1977

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Washington: USDA, 1965, p. 47

WOLMAN, M.G. Changing needs and opportunities in the sediment field. **Water Resources Research**, v.13, p.50-54, 1977

XIAO, H.; SHAHAB, A.; LI, J.; XI, B.; SUN, X.; HE, H.; YU, G. Distribution, ecological risk assessment and source identification of heavy metals in surface sediments of Huixian harvest wetland, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.185, p. 1-10, 2019

YANG, B.; LJUNG, K.; NIELSEN, A.B.; FAHLGREN, E.; HAMMARLUND, D. Impacts of long-term land use of terrestrial organic matter input of lakes based on lignin phenols in sediment records from a Swedish forest lake. **Science of the Total Environment**, v. 774, p. 1-11, 2021

YOUSSEFF, M.; EL-SOROBY, A.; OSMAN, M.; GHANDOUR, I.; MANAA, A. Distribution and metal contamination in core sediments from the North Al-Wajh area, Red Sea, Saudi Arabia. **Marine Pollution Bulletin**, v,152, p. 1-9, 2020

YU, L. & OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, v.32, p.168-181, 1989

ZHAI, X., ZHANG, Y., WANG, X., XIA, J., LIANG, T. Non-point source pollution modelling using soil and water assessment tool and its parameter sensitivity analysis in Xin'anjiang catchment, China. **Hydrologi Process**, v.28, p.1627–1640, 2014

ZHAO, G.; MU, X.; HAN, M.; AN, Z.; GAO, P.; SUN, W.; XU, W. Sediment yield and sources in dam-controlled watersheds on the northern Loess Plateau. **Catena**, v.149, p.110-119, 2017

ZHOU, H.; CHANG, W.; ZHANG, L. Sediment sources in a small agricultural catchment: A composite fingerprinting approach based on the selection of potential sources. **Geomorphology**, v.256, p. 11-19, 2016

ZENG, C.; ZHANG, F.; LU, X.; WANG, G.; GONG, T. Improving sediment load estimation: The case of Yarlung Zangbo River (the upper Brahmaputra, Tibet Plateau). **Catena**, n.160, p. 201-211, 2018

## Anexos

**ANEXO 1 – Granulometria para os pontos “Calha”.**

Ponto de coleta	Granulometria – g kg <sup>-1</sup>		
	Areia	Argila Calha	Silte
T1C1	470	317	214
T1C2	586	293	121
T1C3	642	53	305
T1C4	648	145	206
T1C5	626	110	263
T1C6	801	25	174
T1C7	367	321	312
T1C8	422	145	433
T2C1	763	40	197
T2C2	814	40	146
T2C3	633	275	91
T2C4	831	70	99
T2C5	719	114	168
T2C6	888	45	67
T2C7	709	80	211
T3C1	717	69	214
T3C2	864	33	103
T3C3	687	64	248
T3C4	825	161	14
T3C5	677	138	185
T3C6	692	142	166
T3C7	574	158	268
T3C8	320	301	379
T3C9	417	181	402
T4C1	645	109	246
T4C2	714	93	193
T4C3	849	55	96
T4C4	812	66	122
T4C5	760	94	147
T4C6	723	132	145

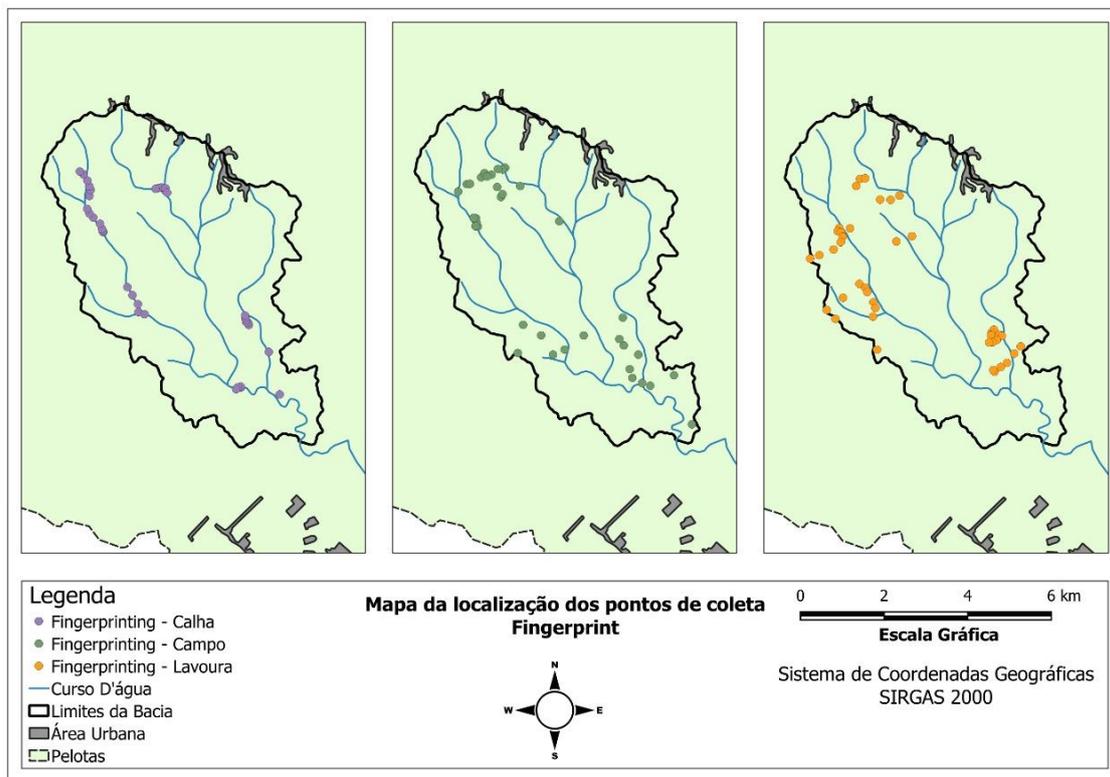
**ANEXO 2 – Granulometria para os pontos de coleta “Lavoura”.**

Ponto	Granulometria – g kg <sup>-1</sup>		
	Areia	Argila	Silte
		Lavoura	
T1L1	733	65	202
T1L2	603	280	117
T1L3	457	123	420
T1L4	663	136	201
T1L5	623	149	228
T2L1	496	360	145
T2L2	575	275	150
T2L3	586	243	171
T2L4	764	101	135
T2L5	693	142	164
T2L6	615	120	265
T3L1	328	56	616
T3L2	695	95	210
T3L3	682	64	254
T3L4	330	69	602
T3L5	359	48	593
T3L6	392	53	555
T3L7	655	143	202
T3L8	575	211	214
T3L9	711	90	199
T4L1	624	162	214
T4L2	695	91	213
T4L3	631	85	284
T4L4	731	61	208
T4L5	748	71	182
T4L6	794	98	107
T4L7	819	132	49
T4L8	598	94	309
T4L9	705	76	220

**ANEXO 3 – Granulometria para os pontos de coleta “Campo sujo”.**

Ponto	Granulometria – g kg <sup>-1</sup>		
	Areia	Argila	Silte
	Campo sujo		
T1CS1	729	72	199
T1CS2	662	80	258
T1CS3	703	70	226
T1CS4	654	110	236
T1CS5	673	165	162
T1CS6	390	327	283
T1CS7	655	120	225
T2CS1	684	134	181
T2CS2	588	115	297
T2CS3	642	120	238
T2CS4	586	270	144
T2CS5	581	190	229
T3CS1	355	48	597
T3CS2	396	27	578
T3CS3	385	31	584
T3CS4	722	46	232
T3CS5	796	46	159
T3CS6	789	43	167
T4CS1	736	94	170
T4CS2	759	57	184
T4CS3	503	147	351
T4CS4	550	169	281
T4CS5	757	50	193

## ANEXO 4 – Pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.



**ANEXO 5 – Caracterização química dos pontos de coleta “Calha”.**

Ponto	Variável química, mg kg <sup>-1</sup>													
	P	K	Na	Al	Ca	Mg	COT	C - FAF	C – FAH	C – Hum.	P - FAF	P - FAH	Fe	Mn
T1C1	2.23	91.34	67.23	15.50	11.56	291.20	4537.20	1686.06	4871.79	94.96	4.24	1.43	7.85	3.91
T1C2	12.29	58.84	24.85	7.50	650.00	117.19	15348.55	3163.50	5718.24	1558.15	0.83	2.12	8.30	129.68
T1C3	0.19	16.38	25.87	13.00	225.00	54.14	12704.62	1898.10	2404.26	889.54	0.82	4.17	3.58	31.34
T1C4	4.45	40.26	16.19	9.00	249.26	239.41	3374.40	615.60	3953.52	862.41	4.87	7.98	15.49	2.51
T1C5	8.49	113.70	131.29	10.50	420.37	220.46	11810.40	656.64	6472.92	891.48	5.12	9.76	43.11	0.87
T1C6	9.22	187.56	67.18	7.00	107.76	81.89	7524.00	2736.00	13406.40	2523.28	7.19	4.61	39.85	1.67
T1C7	10.49	101.77	80.61	7.50	193.61	83.45	12357.60	2209.32	4154.73	1069.78	5.54	3.77	37.74	2.19
T1C8	8.44	102.52	68.64	9.00	332.74	108.66	16917.60	2325.60	5420.13	1821.72	7.67	2.13	79.54	2.77
T2C1	47.33	59.27	15.84	7.50	537.23	173.36	5244.00	2054.28	3732.93	1284.89	8.10	10.31	22.04	49.47
T2C2	53.95	58.53	20.06	7.50	26.00	86.35	17271.41	6771.60	10892.70	3255.84	2.32	6.58	5.12	113.47
T2C3	37.16	139.68	72.69	12.00	23.50	91.49	18026.82	6840.00	12807.90	3895.38	10.72	25.32	4.96	122.12
T2C4	21.27	215.10	124.96	3.50	548.18	207.97	13566.00	1149.12	852.72	637.60	8.03	6.58	40.99	63.18
T2C5	32.76	76.76	68.19	7.50	225.00	72.30	17855.14	7113.60	9994.95	1569.78	1.82	11.98	4.64	90.78
T2C6	32.16	102.16	94.56	11.50	190.00	66.48	21053.52	8344.80	13466.25	2209.32	5.55	27.89	15.86	95.10
T2C7	27.94	113.13	108.71	17.50	185.00	72.99	18924.00	7797.60	10593.45	3220.96	14.13	30.14	8.38	92.94
T3C1	6.52	199.70	71.40	1.50	190.00	108.97	14912.91	5263.38	5631.03	2709.32	1.60	0.82	6.34	359.87
T3C2	5.34	22.07	10.25	4.00	225.00	88.83	8070.52	12004.20	13338.00	988.38	1.32	0.57	8.21	217.22
T3C3	9.89	74.46	110.64	2.00	355.00	118.15	16316.48	1600.56	6279.12	2907.00	1.61	2.03	7.08	358.79
T3C4	3.07	50.33	9.15	0.50	709.88	139.30	7233.62	4492.17	1689.48	843.03	0.46	0.19	10.41	82.13
T3C5	5.08	76.76	116.43	9.00	380.00	180.96	3695.52	12404.34	13539.78	1220.94	1.18	1.10	22.94	8.65
T3C6	4.46	222.79	79.77	5.50	275.00	154.04	5010.27	10470.33	14299.02	1686.06	5.08	2.21	6.43	3.24
T3C7	5.49	71.66	35.51	23.50	125.00	85.24	21334.23	2530.80	5198.40	1755.83	0.26	15.50	5.61	129.68
T3C8	0.41	83.96	88.34	3.50	875.00	271.29	7319.96	11604.06	12717.27	1215.13	1.19	0.81	3.09	363.11
T3C9	1.31	87.53	64.18	5.00	325.00	176.77	16345.55	10803.78	11072.25	1540.71	0.04	0.56	5.86	949.93
T4C1	10.41	36.64	69.88	5.00	240.00	114.26	5472.21	3669.66	6303.06	1877.92	2.11	3.34	2.28	185.96
T4C2	9.86	42.24	36.23	14.00	460.00	80.16	10482.47	11270.61	12337.65	2470.95	0.12	0.56	22.29	259.65
T4C3	8.59	20.84	31.87	11.50	205.00	44.57	5259.00	2847.15	1884.42	418.61	0.43	0.97	13.99	231.58
T4C4	12.12	53.75	38.95	9.50	300.00	76.57	4619.39	1834.83	4223.70	598.84	1.74	3.48	12.28	70.18
T4C5	8.35	19.19	50.75	12.50	230.00	83.75	4370.66	5001.75	6959.70	1540.71	0.54	0.12	3.99	43.86
T4C6	11.32	51.55	35.41	6.00	325.00	125.02	4619.39	10557.54	11631.42	988.38	0.46	0.22	4.96	70.18

## ANEXO 6 – Caracterização química dos pontos “Lavoura”.

Pontos	Variável química, mg kg <sup>-1</sup>													
	P	K	Na	Al	Ca	Mg	COT	C - FAF	C – FAH	C – Hum.	P - FAF	P - FAH	Fe	Mn
T1L1	44.23	66.95	45.03	11.00	180.00	63.39	16689.60	7113.60	12388.95	1742.26	4.87	15.36	19.76	73.49
T1L2	9.08	30.53	9.76	6.00	360.00	126.78	22490.60	11003.85	12211.11	2455.90	9.36	9.61	17.65	28.10
T1L3	20.92	59.02	10.51	8.50	245.99	223.07	23005.66	4428.90	3573.90	3081.42	6.63	1.59	11.83	2.71
T1L4	12.19	223.67	19.36	10.50	550.00	152.14	15458.40	15189.36	581.40	1540.71	9.85	25.15	15.45	12.97
T1L5	45.54	104.47	52.10	21.00	285.00	47.29	21460.50	8208.00	11491.20	3407.00	4.42	8.08	8.87	64.84
T2L1	4.19	223.94	66.26	16.00	280.25	226.71	14032.31	1000.35	7387.20	1240.32	1.87	10.37	9.84	359.87
T2L2	6.74	39.52	4.93	14.00	1069.14	205.60	14535.91	1149.12	2984.52	1571.72	0.29	6.47	23.91	3.65
T2L3	7.28	89.46	37.31	9.00	125.00	44.89	19018.35	8413.20	11491.20	899.23	7.26	16.28	8.13	44.31
T2L4	73.76	57.78	2.11	4.50	151.07	226.44	9142.80	2480.64	4281.27	1781.02	5.87	28.88	9.76	43.23
T2L5	11.13	107.74	0.21	1.50	44.23	180.80	16621.20	9644.40	10713.15	1240.32	6.46	22.88	14.03	82.97
T2L6	6.52	70.42	61.11	24.50	175.00	54.48	20212.93	3251.28	3180.60	1879.86	0.61	6.29	38.63	36.92
T3L1	20.31	134.29	16.75	5.50	275.00	79.26	22807.98	4112.55	4418.64	1918.62	1.02	8.78	13.99	55.12
T3L2	7.24	65.14	30.02	5.50	385.00	122.63	24562.44	866.97	2523.96	4244.22	0.66	1.26	10.98	78.95
T3L3	4.28	140.96	20.70	7.50	185.00	103.49	23229.05	2156.31	1108.08	3593.05	0.43	1.10	14.72	100.00
T3L4	3.03	104.32	20.19	9.00	135.00	79.26	23158.87	1000.35	1046.52	3093.05	0.11	2.31	4.03	210.53
T3L5	34.69	197.44	45.55	9.50	165.00	53.54	23860.66	733.59	1415.88	3058.16	1.29	2.01	7.24	117.54
T3L6	7.59	96.69	39.86	23.00	190.00	85.54	25264.22	2867.67	2647.08	4302.36	0.34	2.34	10.25	42.11
T3L7	7.86	104.83	24.84	4.00	215.00	116.65	4868.13	7147.80	6137.19	3197.70	0.51	0.25	12.53	52.63
T3L8	1.32	71.21	35.89	36.50	250.00	146.86	6431.62	11937.51	11737.44	3075.61	0.08	1.25	1.63	42.11
T4L1	10.10	71.57	106.78	9.50	175.00	99.00	20071.02	6952.86	4998.33	2616.30	0.47	9.22	8.30	78.95
T4L2	9.41	121.78	108.71	7.00	205.00	39.18	14737.46	3846.82	6263.73	2151.18	0.44	3.94	17.32	157.89
T4L3	179.53	44.42	45.44	30.00	150.00	47.63	20964.60	8618.40	9292.14	2383.74	12.75	1.13	12.53	16.21
T4L4	336.60	82.81	34.82	11.00	185.00	46.26	6929.09	8833.86	6498.00	1802.34	11.99	3.57	24.16	19.45
T4L5	59.39	69.65	28.92	5.50	355.00	67.50	13289.64	9369.95	11072.25	1976.76	3.58	0.65	4.31	17.54
T4L6	60.31	52.47	12.73	8.00	330.00	73.67	6680.35	3100.23	4548.60	1558.15	2.82	4.39	6.91	84.21
T4L7	18.89	62.07	16.08	7.50	275.00	91.83	4192.99	4428.90	3184.02	2093.04	2.26	0.69	12.28	38.60
T4L8	66.21	70.75	30.10	5.50	345.00	92.52	6573.75	2467.53	7927.56	1906.99	3.44	8.04	12.12	68.42
T4L9	59.47	100.91	41.90	8.00	350.00	64.42	14568.86	2467.53	2274.30	2034.90	4.11	19.05	10.17	17.54

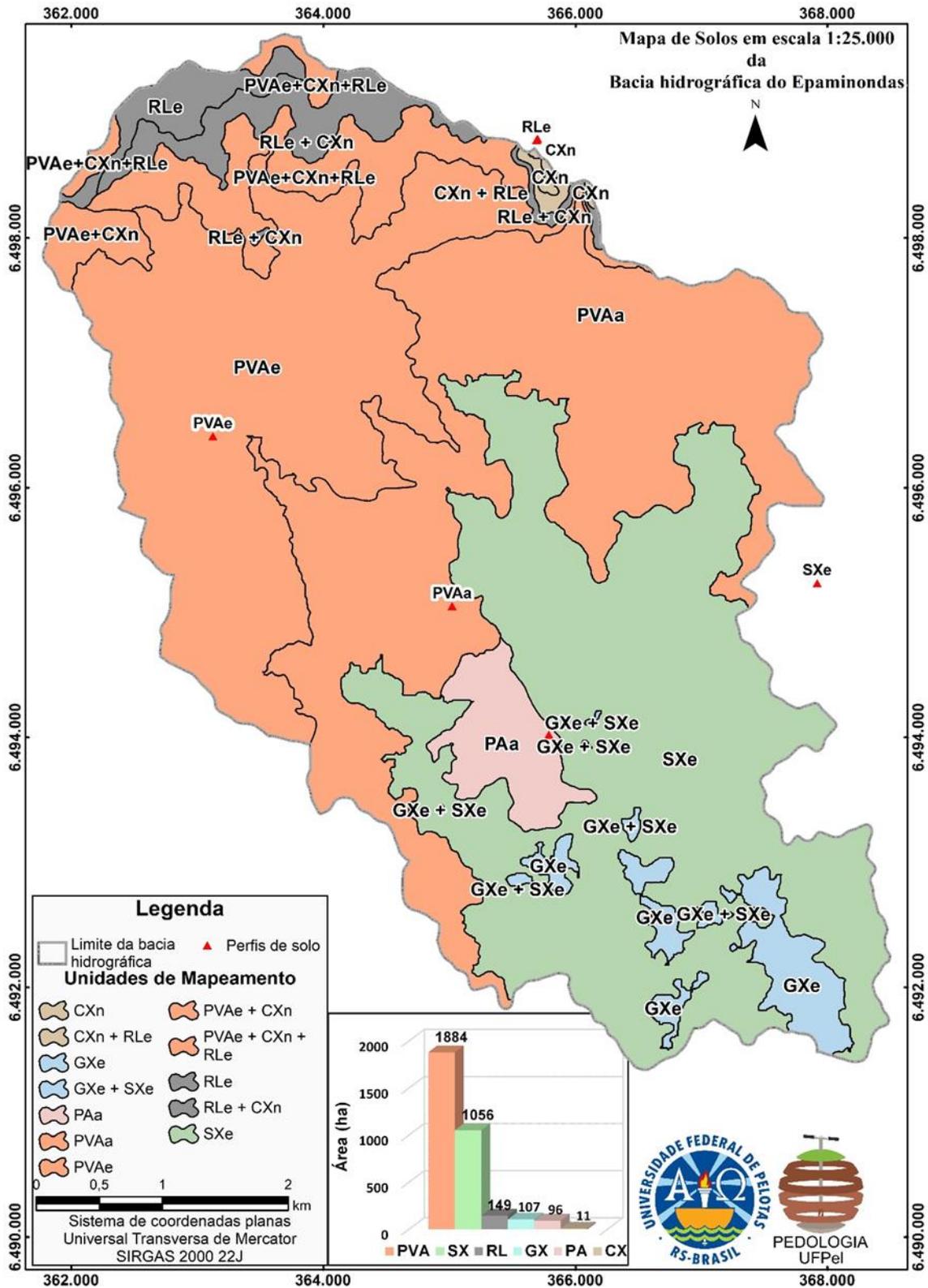
**ANEXO 7 – Caracterização química dos pontos “Campo Sujo”.**

Ponto	Variável química, mg kg <sup>-1</sup>													
	P	K	Na	Al	Ca	Mg	COT	C - FAF	C – FAH	C – Hum.	P - FAF	P - FAH	Fe	Mn
T1CS1	6.39	223.68	19.36	6.50	215.00	89.78	21803.87	4924.80	11790.45	1686.06	6.36	11.40	8.30	44.31
T1CS2	3.74	162.49	33.49	6.50	415.00	90.12	19220.40	1969.92	13062.12	1056.21	6.70	18.99	26.56	1.22
T1CS3	5.25	46.14	20.85	13.50	230.00	36.66	18301.51	3036.96	4938.48	1976.76	1.98	4.23	5.37	17.29
T1CS4	4.82	75.89	45.46	25.50	215.00	120.27	25065.86	328.32	7248.12	4089.18	7.81	16.48	2.60	14.05
T1CS5	2.69	94.69	40.48	9.00	521.90	163.39	24035.76	2403.12	4829.61	3808.17	5.72	9.40	8.46	102.67
T1CS6	13.83	144.27	73.92	9.00	719.71	267.75	19676.40	3410.88	4196.91	2015.52	8.61	10.42	30.70	5.50
T1CS7	11.48	73.07	27.81	10.50	351.82	90.10	13999.20	943.92	1434.12	1145.36	7.49	1.79	22.16	5.75
T2CS1	5.36	79.65	31.52	9.00	180.00	39.06	16070.85	8139.60	12388.95	4360.50	5.77	15.46	6.18	42.15
T2CS2	1.64	117.80	60.19	11.00	396.30	102.14	15863.60	3074.58	5831.10	4279.10	1.22	4.16	27.82	17.89
T2CS3	2.28	183.97	41.18	12.50	195.06	76.71	9522.74	3178.32	4703.07	1587.22	1.24	4.39	6.83	53.66
T2CS4	4.96	59.51	73.14	13.50	23.08	73.45	16210.80	1279.08	4323.45	1296.52	0.16	3.86	4.31	56.33
T2CS5	9.67	38.77	2.11	10.50	803.70	153.03	13070.88	3449.64	5420.13	2633.74	7.15	1.06	37.09	51.38
T2CS6	1.11	215.47	61.25	11.50	170.37	104.31	14352.78	656.64	5116.32	3788.79	0.06	8.20	10.57	2.91
T2CS7	13.12	96.55	49.63	8.00	1233.33	223.19	21037.01	1354.32	5697.72	1560.09	0.50	3.42	2.97	1.75
T3CS1	49.31	77.35	27.95	8.50	150.00	56.23	25264.22	1000.35	1785.24	4255.85	0.07	1.38	9.84	128.07
T3CS2	8.76	111.95	36.23	2.00	550.00	147.16	22457.09	400.14	1108.08	2697.70	0.43	0.75	10.74	140.35
T3CS3	39.66	141.47	75.57	4.00	165.00	79.56	23229.05	6108.12	7276.05	3604.68	1.40	0.77	6.91	131.58
T3CS4	4.34	75.31	30.54	8.00	130.00	34.70	4264.06	11566.44	4112.55	3569.80	0.22	0.99	8.05	8.77
T3CS5	2.00	49.36	33.64	9.50	175.00	29.61	6751.42	9487.08	4871.79	3232.58	0.08	0.55	14.15	350.88
T3CS6	7.93	40.71	37.78	8.50	140.00	33.80	6964.62	9064.71	7022.97	2988.40	0.09	0.37	18.79	215.79
T4CS1	9.41	135.64	117.72	7.00	175.00	54.83	18246.38	5653.26	7276.05	2046.53	0.45	5.72	15.45	18.37
T4CS2	134.67	68.78	38.54	6.00	280.00	112.74	9594.13	2847.15	3313.98	1401.17	3.43	2.85	12.12	3.24
T4CS3	70.14	37.84	17.70	7.50	145.50	97.13	5720.94	4601.61	3755.16	1110.47	3.41	0.53	12.12	147.37
T4CS5	2.66	74.19	64.41	12.00	93.12	48.24	7119.16	1511.64	3986.01	967.06	3.84	0.42	5.53	9.51
T4CS6	13.36	34.30	19.36	5.50	616.05	281.63	9614.30	18456.60	3732.93	618.22	7.32	1.55	3.62	23.22

## **ANEXO 8 – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.**

Para o desenvolvimento do presente estudo inicialmente foi desenvolvido o levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas, através das descrições de perfis modais e a partir destas coletas, realizadas conforme o Manual de coleta e descrição de solo no campo (SANTOS et al., 2015) e os solos classificados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (SANTOS et al., 2018).

Nas amostras foi realizada a caracterização química, através das análises de pH<sub>água</sub>, pH<sub>KCl</sub>, acidez potencial (H+Al), H<sup>+</sup> e carbono orgânico total (COT) conforme metodologias descritas em Teixeira et al. (2017) e os teores de Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, e Al<sup>+3</sup> conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Juntamente com a caracterização química, foi determinada a granulometria através da dispersão das partículas com NaOH 1M conforme metodologia descrita em Teixeira et al. (2017). Após conferências/coletas em campo e análises laboratoriais, foi produzido um mapa de solos em escala de publicação 1:25.000, conforme figura 15.



**Figura 16.** Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. Elaborado por Stefan Domingues Nachtigall. Legenda: CXn: CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; RLe: NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; GXe: GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico; PAa: ARGISSOLO AMARELO Alumínico abréptico; PVAa: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Alumínico abréptico; PVAe: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico; SXe: PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico típico; CXn + RLe: Associação entre CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; PVAe + CXn: Associação

entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; PVAe + CXn + RLe: Associação entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; RLe + CXn: Associação entre NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; GXe + SXe: Associação entre GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico e PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico típico.

Descrição de perfil - perfil nº - 01

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 21/02/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário A moderado textura franco-argiloso-arenosa / franco-argilosa-arenosa fase relevo suave ondulado substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – CXn

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO** – Estrada da Gama, município de Pelotas, Rio Grande do Sul.

**COORDENADAS UTM** – 6.498.790mN -365.703mE; SIRGAS 2000 22S.

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado em barranco de estrada no terço superior da coxilha.

**ELEVAÇÃO** – 126 m.

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito

**PEDREGOSIDADE** – Não pedregosa.

**ROCHOSIDADE** – Não rochosa.

**RELEVO LOCAL** - Suave ondulado.

**RELEVO REGIONAL** - Suave ondulado.

**EROSÃO** – Laminar

**DRENAGEM** – Bem drenado

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** – Campo

**USO ATUAL** – Campo sujo

**DESCRITO E COLETADO POR** – Eliana Aparecida Cadoná, Jéferson Diego Leidemer, Luiz Fernando Spinelli Pinto e Stefan Domingues Nachtigall.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA – Perfil 01

A	0 – 10 cm; bruno-avermelhado (5YR 5/4, úmida) e bruno (7,5 YR 4/4, seca); franco-argiloso-arenosa; fraca a moderada muito pequenas granular e fraca a moderada grande granular; macia; firme; não plástico e não pegajoso; plana e clara.
AB	10 – 20 cm; bruno-avermelhado-escuro (5 YR 3/4, úmida) e bruno-escuro (7,5 YR 3/4, seca); franco-arenosa; fraca pequenos blocos granular a grande subgranulares e fraca muito pequenos a grande granular; ligeiramente dura; muito firme; não plástico e não pegajoso; plana e clara.
BA	20 – 35 cm; bruno-escuro (7,5 YR 3/4, úmida) e bruno-avermelhado-escuro (5 YR 3/4, seca); franco-argilosa-arenosa; muito pequenas a grande granular e pequenos a grande subangulares; macio; muito firme; não plástico e não pegajoso; plana e clara.
Bi	35 – 50 cm bruno-escuro (7,5 YR 3/3, úmida) e bruno-avermelhado (5 YR 4/4, seca); franco-argilosa-arenosa; muito pequenos a grandes angular e pequenos a grandes blocos subangulares; ligeiramente dura; firme; não plástico e não pegajoso; plana e clara.
BCr	50 – 75/50 cm; vermelho-amarelado (5 YR 4/6, úmida) e vermelho-amarelado (5 YR 5/6, seca); argiloso-arenoso; muito pequenos a grande granular e pequenos a grande blocos subangulares; ligeiramente dura; firme; não plástico e não pegajoso; plana e clara.
Cr	75/50 – 80/100 cm; vermelho-escuro (7,5 YR 5/6, úmida) e vermelho-amarelado (7,5 YR 6/3, seca); argilosa-arenosa; muito pequenas a grande granular e pequenos a grandes blocos subangulares; ligeiramente dura; friável; não plástico e ligeiramente pegajoso.

**OBSERVAÇÕES:** Poros maiores que 1 cm no Hz A. Raízes comuns no horizonte A, poucas nos horizontes AB e BA, raras no horizonte Bi e BCr.

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 01

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa (g.kg <sup>-1</sup> )	Grau de Floculação (%)	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia total	Silte	Argila			
A	0–10	0	0	100	72	130	415	190	394	149	62	0,48
AB	10–20	0	0	100	48	62	317	290	393	199	49	0,74
BA	20–35	0	0	100	50	51	281	326	392	13	97	0,83
Bi	35–50	0	0	100	31	23	309	313	378	9	98	0,83
BCr	50–75/50	0	0	100	99	107	482	235	283	9	97	0,83
Cr	75/50–80/100	0	0	100	85	77	304	432	264	13	95	1,63

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico(g.kg <sup>-1</sup> )	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A	5,40	4,25	0,12	0,30	2,37	5,98	8,77	0,57	6,53	15,29	57,33	6,07	20,07	7,31
AB	5,13	3,77	0,04	0,19	0,77	6,94	7,94	6,73	9,10	17,03	46,58	45,91	11,73	1,94
BA	5,07	3,75	0,04	0,27	0,19	12,75	13,25	4,13	8,25	21,50	61,63	23,78	8,25	1,52
Bi	5,10	3,81	0,05	0,30	0,73	7,77	8,85	3,07	6,23	15,08	58,71	25,73	5,93	2,15
BCr	5,20	3,93	0,06	0,34	0,57	6,93	7,90	9,45	4,75	12,65	62,44	54,47	4,63	3,91
Cr	5,77	3,91	0,09	0,41	0,22	7,31	8,03	2,95	3,85	11,88	67,60	26,86	4,18	3,96

Descrição de perfil - perfil nº - 02

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 21/02/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário A moderado textura franco-arenosa fase relevo suave ondulado substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – RLe

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO**– Estrada da Gama, Município de Pelotas, Rio Grande do Sul

**COORDENADAS UTM** – 6.498.780 mN e 365.693 mE SIRGAS 2000 22S.

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado em barranco de estrada no terço superior da coxilha.

**ELEVAÇÃO** – 129 m.

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito

**PEDREGOSIDADE** – Não pedregosa.

**ROCHOSIDADE** – Não rochosa.

**RELEVO LOCAL** - Suave ondulado.

**RELEVO REGIONAL** - Suave ondulado.

**EROSÃO** – Laminar

**DRENAGEM** – Bem drenado

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** –

**USO ATUAL** – Campo sujo

**DESCRITO E COLETADO POR** – Eliana Aparecida Cadoná, Jéferson Diego Leidemer, Luiz Fernando Spinelli Pinto e Stefan Domingues Nachtigall.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA – Perfil 02

A	0 – 10 cm; bruno muito escuro (7,5 YR 2,5/2, úmida) e cinzento muito escuro (7,5 YR 3/1, seca); franco-arenosa; granular; cerosidade ausente; solta; não plástico e ligeiramente pegajoso; com presença de poucas raízes.
Cr/R	10 – 30/38 cm; vermelho-amarelado (5 YR 5/6, úmida) e vermelho-amarelado (5 YR 5/6, seca); franco-argiloso-arenoso; angulares a blocos subangulares; não possui cerosidade; duro; firme; ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso; plana e abrupta com poucas raízes.
CR	30/38– +cm; amarelo-brunado (10 YR 6/8, úmida) e bruno muito claro-acinzentado (10 YR 8/4, seca); cerosidade ausente; raízes ausentes.

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 02

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa (g.kg <sup>-1</sup> )	Grau de Floculação (%)	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia total	Silte	Argila			
A	0-10	0	0	100	83	90	420	245	334	114	65	0,73
Cr/R	10-30/38	0	10	90	38	95	315	344	340	31	91	1,01

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmolc.kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico (g.kg <sup>-1</sup> )	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A	6,00	5,16	0,20	0,38	1,36	2,05	3,99	0,07	5,55	9,53	41,78	1,65	48,91	18,21
Cr/R	5,67	4,03	0,07	0,30	1,13	11,35	12,85	3,40	5,63	18,47	69,54	20,93	7,12	4,07

Descrição de perfil - perfil nº - 03

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 07/06/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – ARGISSOLO AMARELO Alumínico Abrúptico A moderado  
textura franco-arenosa/argilosa fase relevo suave ondulado substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – PAa

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO** – Estrada da Gama, Município de  
Pelotas, Rio Grande do Sul

**COORDENADAS UTM** – 6.494.020 mN 365.791 mE, SIRGAS 2000 22S

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado  
em barranco de estrada no terço superior da coxilha.

**ELEVAÇÃO** – 39 m

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito

**PEDREGOSIDADE** – Não pedregosa

**ROCHOSIDADE** – Não rochosa

**RELEVO LOCAL** – Suave ondulado

**RELEVO REGIONAL** – Suave ondulado

**EROSÃO** – Moderada

**DRENAGEM** – Imperfeitamente drenado

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** – Subtropical I.

**USO ATUAL** – Barranco

**DESCRITO E COLETADO POR** – Eliana Aparecida Cadoná, Miguel David  
Fuentes Guevara, Pablo Miguel, Rafael Junqueira Moro, Stefan Domingues  
Nachtigall e Tania Hipólito Montiel.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA – Perfil 03

A1	0 – 19 cm; bruno-claro-acinzentado (10 YR 5/4, úmida); franco-arenosa; fraca, médio blocos angulares; muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajoso; muitas raízes; plana e clara.
A2	19 – 41 cm; bruno-claro-acinzentado (10 YR 6/3, úmida); franco-arenosa; pouco cascalhenta; fraca e médios blocos angulares; muito friável; não plástica e ligeiramente pegajosa; poucas raízes; plana e clara.
Bt	41 – 58cm; bruno (7,5 YR 4/3, úmida) e coloração variegada, médio a distinto vermelho (2,5 YR 4/6, seca); argilosa; moderada a médios blocos angulares; friável; plástica a muito plástico e pegajoso; plana e clara.
BC	58 – 82 cm; cinzento-brunado-claro (10 YR 6/2, úmida) e coloração variegada média a distinta vermelho-escuro (2,5YR 3/6,); franco-argiloarenosa; moderada, médios blocos angulares; friável; plástico e pegajoso; plana e gradual.
Cr	82 – 120+ cm; coloração variegada; úmido; cinzento-brunado-claro (10 YR 6/2,) bruno-forte (7,5 YR 4/6) e vermelho (2,5 YR 4/8);

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 03

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa g.kg <sup>-1</sup>	Grau de Floculação %	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia total	Silte	Argila			
A1	0-19	0	0	100	136	297	732	200	68	43	37	2,93
A2	19-41	0	0	100	108	298	688	232	80	48	41	2,88
Bt	41-58	0	0	100	56	125	384	491	274	13	89	7,15
BC	58-82	0	0	100	85	206	489	237	69	1	100	0,86
Cr	82-120+	0	0	100	117	308	728	204	78	0	100	2,97

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmolc.kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico (g.kg <sup>-1</sup> )	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A1	5,07	4,11	0,15	0,49	0,1	0,1	0,84	1,17	1,05	1,89	41,79	58,21	5,22	5,22
A2	5,47	4,14	0,04	0,59	0,15	0,08	0,86	0,87	0,64	1,50	49,71	50,29	2,39	1,02
Bt	5,04	3,84	0,35	0,78	0,18	0,08	1,39	4,42	4,61	6,00	23,92	76,08	4,47	0,38
BC	5,04	3,84	1,84	2,51	0,18	0,08	4,61	2,04	4,61	9,22	69,32	30,68	4,47	0,38
Cr	5,67	4,03	0,07	0,3	1,13	11,35	12,85	3,4	5,63	18,48	79,08	20,92	1,93	4,07

Descrição de perfil - perfil nº - 04

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 14/06/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico típico A moderado fase relevo suave ondulado substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – PVAe

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO** – Estrada da Gama, Município de Pelotas, Rio Grande do Sul

**COORDENADAS UTM** – 6.496.410 mN 363.125mE, SIRGAS 2000 22S

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado em barranco de estrada no terço médio da coxilha.

**ELEVAÇÃO** – 56 m

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito.

**PEDREGOSIDADE** - Não pedregosa.

**ROCHOSIDADE** – Não rochosa.

**RELEVO LOCAL** - Suave ondulado.

**RELEVO REGIONAL**- Ondulado.

**EROSÃO** – Moderado.

**DRENAGEM** – Bem drenado.

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** – Campo.

**USO ATUAL** – Barranco

**DESCRITO E COLETADO POR** – Jéferson Diego Leidemer, Pablo Miguel, Rafael Junqueira Moro, Tânia Hipolito Montiel, Tainara Vaz de Melo e Stefan Domingues Nachtigall.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA – Perfil 04

A1	0 – 26 cm; vermelho muito escuro-acinzentado (7,5YR 2 5/3, úmida); franco-arenosa; fraca médio blocos subangulares; muito friável; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajoso; muitas raízes; plana e clara.
A2	26 – 41 cm; bruno (7,5 YR 4/4, úmida); franco-argiloarenosa; fraca a moderada médios blocos subangulares; friável; ligeiramente plástica e pegajosa; muitas raízes; plana e clara.
Bt1	41 – 57 cm; bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/4, úmida); franco-argilosa; fraca a moderada e médios blocos angulares a bloco subangulares; friável; plástica e pegajosa; comum presença de raízes; plana e gradual.
Bt2	57 – 76 cm; cinzento-brunado-claro (5YR 4/6, úmida) e coloração variegada pouco média a distinta vermelho-escuro (2,5YR 3/6,); argilosa; cerosidade comum fraca; plástico e pegajoso; rara presença de raízes; plana e gradual.
BC	76 – 104 cm; coloração variegada; úmido; bruno-forte (7,5 YR 4/6,) vermelho- escuro (2,5 YR 3/6); fraca a moderada; grande a muito grande blocos angulares; cerosidade pouca a fraca; friável; plástica e pegajosa.

**OBSERVAÇÕES:** Intensa atividade biologia em A1 e A2, apresentando poros grandes, presença de cupins.

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 04

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa g.kg <sup>-1</sup>	Grau de Floculação %	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia Total	Silte	Argila			
A1	0-26	0	0	100	153	214	622	214	164	43	74	1,31
A2	26-41	0	0	100	86	118	393	277	330	104	69	0,84
Bt1	41-57	0	0	100	62	138	372	303	324	13	96	0,93
Bt2	57-76	0	0	100	92	127	408	239	353	13	96	0,68
BC	76-104	0	0	100	92	127	408	239	353	13	96	0,68

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmolc.kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico (g.kg <sup>-1</sup> )	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A1	5,12	4,04	0,33	0,54	0,09	0,10	1,06	1,02	4,13	5,19	50,87	49,13	5,50	1,78
A2	5,38	4,02	0,56	0,61	0,32	0,11	1,61	1,41	2,25	3,86	53,29	46,71	4,47	0,89
Bt1	5,23	3,95	1,36	1,54	0,41	0,20	3,51	2,72	4,39	7,90	56,32	43,68	8,20	1,21
Bt2	5,41	3,98	1,43	1,86	0,09	0,18	3,56	2,28	3,53	7,09	60,95	39,05	5,84	0,51
BC	5,41	3,98	1,43	1,86	0,09	0,18	3,56	2,28	3,53	7,09	60,95	39,05	5,84	0,51

Descrição de perfil - perfil nº - 05

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 21/08/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico gleissólico A fraco  
fase relevo plano substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – SXe

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO**– Estrada da Gama, Município de  
Pelotas, Rio Grande do Sul

**COORDENADAS UTM** – 6.495.240mN 367.921mE, SIRGAS 2000 22S

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado  
em barranco de estrada no terço inferior da coxilha.

**ELEVAÇÃO** – 41 m

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito

**PEDREGOSIDADE** - Não pedregosa.

**ROCHOSIDADE** – Não Rochosa.

**RELEVO LOCAL** - Plano.

**RELEVO REGIONAL** - Plano.

**EROSÃO** – Ligeira laminar.

**DRENAGEM** – Mal drenado.

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** –

**USO ATUAL** –

**DESCRITO E COLETADO POR** – Eliana Aparecida Cadoná, Huéslen  
Domingues Muñhoes, Jéferson Diego Leidemer, Miguel David Fuentes Guevara  
e Stefan Domingues Nachtigall.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA - Perfil 05

A	0 – 29 cm; Bruno-muito claro-acinzentado (10YR 7/4 úmida); franco-arenosa a franco argiloarenosa; fraca; pequena a média; granular; muito friável, não plástica, não pegajosa, plana e abrupta
Btg1	29 – 43 cm; Bruno-acinzentado (10 YR 5/2 úmida) e Bruno-claro (7,5 YR 6/3 seca); coloração variegado Vermelho (2,5 YR 4/6 úmida); argila; moderada; média a grande/muito grande; blocos angulares e subangulares; dura; friável a firme; ligeiramente plástica, ligeiramente pegajosa; plana e clara
Btg2	43 – 62 cm; Cinzento-brunado-claro (10 YR 6/2 úmida) e Bruno-claro-acinzentado (10 YR 6/3 seca); mosqueado abundante, médio e proeminente Amarelo-Avermelhado (7,5 YR 6/8 úmida) e coloração variegado Vermelho (2,5 YR 5/8 seca);
BC	62 – 93 + cm; Cinzento (10 YR 6/1 úmida) e Cinzento-claro (10 YR 7/2 seca); mosqueado abundante, grande proeminente, coloração variegado Bruno-amarelado (10 YR 5/8 úmida) e Bruno-amarelado (10 YR 5/8 seca); muito argilosa; moderada; média, blocos angulares e subangulares dura; firme; plástica; pegajosa.

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 05

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa g.kg <sup>-1</sup>	Grau de Floculação %	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia total	Silte	Argila			
A	0 - 29	0	0	100	137	255	802	102	96	40	58	1,06
Btg1	29 - 43	0	0	100	131	146	508	185	307	14	95	0,60
Btg2	43 - 62	0	0	100	108	161	478	254	269	13	95	0,94
BC	62 - 93	0	0	100	87	152	433	303	264	193	27	1,15

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmol <sub>c</sub> .kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico (g.kg <sup>-1</sup> )	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A	5,49	3,85	0,27	0,46	0,07	0,08	0,89	0,63	1,2	2,09	58,37	41,63	3,04	1,60
Btg1	5,55	3,85	2,40	2,09	0,22	0,43	5,14	2,38	3,23	8,37	68,33	31,67	3,35	0,97
Btg2	5,78	4,94	2,77	2,32	0,00	0,00	5,10	1,41	1,43	6,53	78,34	21,66	0,93	0,00
BC	5,91	4,26	3,11	2,68	0,12	0,72	6,64	0,29	0,8	7,44	95,79	4,21	1,06	0,14

Descrição de perfil - perfil nº - 06

**PROJETO** – Levantamento de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

**DATA** – 05/11/2019

**CLASSIFICAÇÃO** – ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Alumínico abrúptico

A moderado fase relevo suave ondulado substrato granito

**UNIDADE DE MAPEAMENTO** – PVAa

**LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO E ESTADO**– Estrada da Gama, Município de Pelotas, Rio Grande do Sul

**COORDENADAS:** 6.495.050 mN 365.023mE, SIRGAS 2000 22S

**SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA SOBRE O PERFIL** - Descrito e coletado em barranco de estrada no terço superior da encosta.

**ELEVAÇÃO** – 60 m

**MATERIAL ORIGINÁRIO** – Granito

**PEDREGOSIDADE** - Não pedregosa

**ROCHOSIDADE** – Não rochosa

**RELEVO LOCAL** – Suave ondulado

**RELEVO REGIONAL** - Suave ondulado

**EROSÃO** – Não aparente

**DRENAGEM** – Moderadamente drenado

**VEGETAÇÃO PRIMÁRIA** – Floresta superperenifólia

**USO ATUAL** – Campo

**DESCRITO E COLETADO POR** – Huéslen Domingues Muñhoes, Jéferson Diego Leidemer, Miguel David Fuentes Guevara, Pablo Miguel e Stefan Domingues Nachtigall

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA – Perfil 06

A1	0 – 24 cm; Bruno (7,5 YR 4/4 úmida) e Bruno-avermelhado (5 YR 4,5/4 seca), franco-argilosa a argiloarenosa, fraca a média, blocos subangulares, dura, muito friável, ligeiramente plástica, ligeiramente pegajosa, plana e gradual
A2	24 – 50 cm; Bruno (7,5YR 4/3 úmida) coloração variegado Amarelo-avermelhado (7,5YR 6/6 seca), fraca, média, blocos subangulares, muito friável, plana e clara
BA	50 – 65 cm; Bruno-forte (7,5 YR 4,5/6 úmida), moderada, média a grande/muito grande; blocos subangulares; friável, plana e clara
Bt	65 – 105 cm; Vermelho-amarelado (5 YR 4/6 úmida) e Vermelho-amarelado (5 YR 4,5/6 seca); argila; moderada a forte; média a grande/muito grande, blocos angulares e subangulares; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa, plana e gradual
BC	105 – 125 + cm; Bruno (7,5YR 4/4 úmida) e Vermelho-amarelado (5YR 5/6 seca); argiloarenosa; forte, média a grande/muito grande; blocos angulares e subangulares; dura, friável, ligeiramente plástica, ligeiramente pegajosa.

CARACTERIZAÇÃO ANALÍTICA – Perfil 06

Horizonte		Amostra seca ao ar (%)			Composição Granulométrica g.kg <sup>-1</sup>					Argila Dispersa g.kg <sup>-1</sup>	Grau de Floculação %	Silte/Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus > 20mm	Cascalho 20-2mm	Terra fina < 2mm	Areia grossa	Areia fina	Areia total	Silte	Argila			
A1	0 - 24	0	0	100	96	159	352	551	127	63	50	4,10
A2	24 - 50	0	0	100	141	102	492	363	145	19	87	2,51
BA	50 - 65	0	0	100	107	100	464	216	320	16	95	0,67
Bt	65 - 105	0	0	100	70	118	365	195	440	14	97	0,44
BC	105 - 125	0	0	100	88	127	392	229	379	14	96	0,61

Horizonte	pH (1:2,5)		Complexo sortivo (cmolc.kg <sup>-1</sup> )								V (%)	Al (%)	Carbono Orgânico g.kg <sup>-1</sup>	P Assimilável (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Água	KCl	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	S	Al	H + Al	CTC pH 7				
A1	5,62	4,54	0,11	0,21	0,47	0,17	0,96	1,02	4,05	5,01	19	52	22,26	16,32
A2	6,60	4,07	0,12	0,15	0,42	0,33	1,02	1,41	2,25	3,27	31	58	2,48	2,01
BA	5,69	4,63	0,12	0,36	0,32	0,21	1,01	2,43	3,23	4,24	24	71	19,13	6,25
Bt	5,43	4,01	0,12	0,55	0,31	0,42	1,40	3,25	3,83	5,23	27	70	4,41	0,83
BC	6,19	5,21	0,15	0,57	0,29	0,06	1,07	3,20	0,75	1,82	59	75	5,31	19,79

## Apêndices

## **Apêndice 1 – Metodologias utilizadas na realização do presente estudo.**

A presente tese foi desenvolvida na bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE) e os estudos que surgem acerca dessa bacia resultam de uma parceria coletiva para ações no âmbito do Projeto Produção de Serviços Ambientais, ao qual consiste de uma ação conjunta entre a Prefeitura Municipal de Pelotas, Secretaria Municipal de Desenvolvimento Rural (SDR), Secretaria Municipal de Qualidade Ambiental (SQA), Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roesler (FEPAM), Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – RS, Departamento de Recursos Hídricos (DRH), Universidade Federal de Pelotas (UFPel), Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas (SANEP), Centro de Apoio e Promoção da Agroecologia (CAPA), Agência da Lagoa Mirim (ALM), Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica Mirim São Gonçalo, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER/RS). Nesse sentido, o Laboratório de Pedologia do Departamento de Solos da UFPel (DS/UFPel) contribuiu até o presente momento com o levantamento de solos da BHE, em escala 1:25.000, o qual consiste em um levantamento semidetalhado. Além disso, a presente tese é resultado de estudos desenvolvidos lá, e começaram a ser desenvolvidos mais dois projetos, o do doutorando Celso Elias Corradi, ao qual continuará o estudo da dinâmica da produção de sedimentos e suas fontes, e do mestrando Jéferson Diego Leidemer, ao qual desenvolverá estudo sobre a espacialização do carbono na bacia.

Na presente tese foram desenvolvidos três estudos centrais, sendo (i) identificação de fontes de sedimentos pela técnica *fingerprinting*; (ii) índice de geoacumulação; (iii) limites ambientais e adubação fosfatada em bacia hidrográfica, dessa forma, as coletas e análise foram dessa forma desenvolvidas para a estruturação dos quatro estudos.

Para o estudo I relacionado a identificação de fontes de sedimentos na BHE foram realizadas coletas de sedimentos em suspensão e coletas de solo das fontes de produção de sedimentos. As coletas de sedimentos em suspensão foram realizadas através de coletores que consistem em um cano de PVC de 75 mm/80 cm, fechados em ambas as extremidades e com pequenos orifícios em cada ponta para a entrada de material e fluxo de água. Estes coletores foram

instalados nas calhas de drenagens na bacia, em cinco pontos de estudo, onde os coletores foram fixados por hastes no leito do rio e instalados abaixo da lâmina d'água, de maneira que ficassem submersos sem encostar no leito de drenagem, no entanto, entre o período de dezembro/2019 até aproximadamente maio/2020, os coletores ficaram fora da água, devido a redução drástica do volume de água dos corpos hídricos devido a estiagem que a região passou neste período.

Para a análise dos sedimentos depositados no torpedo, foram realizadas coletas com frequência aproximada de dois meses (Tabela 9) ou conforme o regime pluviométrico do período de estudo, para acúmulo considerável de material. No entanto, é necessário o estabelecimento de um padrão de coleta para a BHE, conforme os períodos de tempo e regime pluviométrico conhecido para melhor representação dos processos erosivos.

**Tabela 10.** Datas de instalação e coletas de sedimentos da BHE.

Torpedo	Instalação			Coletas		
T1	19/10/2018	--	14/02/19	03/06/19	22/08/19	05/12/19
T2	13/07/2018	21/09/18	01/03/19	03/06/19	22/08/19	05/12/19
T3	13/07/2018	19/09/18	14/02/19	03/06/19	22/08/19	05/12/19
T4	11/09/2018	--	01/03/19	03/06/19	22/08/19	05/12/19
T5	28/03/2019	--	--	03/06/19	22/08/19	05/12/19

Para as amostras de sedimentos em suspensão e as fontes de sedimentos foram avaliados a composição granulométrica, os teores de COT, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, fracionamento químico da Matéria Orgânica do Solo, com determinação dos teores de C nas frações ácido Fúlvico (FAF), ácido húmico (FAH) e Humina (Hum.) e P nas frações FAF e FAH.

A composição granulométrica foi determinada pelo método da pipeta, conforme preconizado por Teixeira et al. (2017), onde pesou-se 20 g de solo e adicionados 10 mL NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> + 40 mL H<sub>2</sub>O destilada, deixando em contato por uma noite. Após agitação por quatro horas, as amostras foram depositadas em provetas com capacidade de 1L, onde o tempo de separação das frações areia e argila foi calculado conforme a Lei de Stokes. Passando o período determinado, foram retirados 50 mL dos 5 cm iniciais da capacidade da proveta, onde encontra-se a fração argila, e o restante foi passado em peneira com abertura de 0,053 mm, onde fica retirada a fração areia.

Os teores de Ca e Mg disponível foram extraídos com KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e realizada a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica (EAA), conforme

descrito em Tedesco et al. (1995). Onde utilizou-se 2,5g de solo, adicionando-se 50 mL KCl 1 mol L<sup>-1</sup>, agitando por 30 minutos à 110 rpm e após esse processo deixando decantar pelo tempo de 18 horas. No extrato retirou-se 25 mL para a determinação dos teores de Al trocável por colorimetria, para os teores de Ca + Mg foram retirados 5mL e foi adicionado 5 mL de Estrôncio 0,3% e realizada a leitura dos teores de Ca disponível. No mesmo extrato foram retirados 5 mL e adicionados 10 mL de água destilada e realizada a leitura dos teores de Mg disponível. Os teores Fe e Mn foram extraídos por Oxalato de Amônio 0,2 mol L<sup>-1</sup> pH 3,0 (SCHWERTMANN, U., 1964; McKEAGUE & DAY, 1966) onde pesou-se 1,5 g de solo e adicionou-se 30 mL de extrator, sendo agitados no escuro por 2 horas à 110 rpm, centrifugados à 2000 rpm por 3 minutos e determinados no EAA os teores de Fe e Mn.

Os teores de P, K e Na disponível foram extraídos pela solução Mehlich-1, os teores de P disponível determinados por colorimetria e os teores de K e Na disponível determinados em fotômetro de chama, conforme descrito em Tedesco et al. (1995). Para essa extração utilizou-se 3g de solo e foi adicionado 30 mL da solução P-A (Mehlich-1), agitando-se por 5 minutos e deixando decantar pelo período de 18 horas. Após foram retirados 10 mL do extrato, sendo utilizados 3 mL para leitura de P disponível e 7 mL para a leitura de K e Na disponível. Para a leitura dos teores de P disponível foram adicionados aos 3 mL de extrato, 3 mL de solução P-B e 3 gotas de ácido ascórbico e após 15 minutos realizada a leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 660 nm.

Para os teores de Carbono, foi procedida a determinada dos teores COT foram determinados conforme Teixeira et al. (2017) e no fracionamento químico da MOS conforme descrito em Benites et al. (2003). Para os teores de COT pesou-se 0,5 g de solo em tubo de digestão, adicionados 10 mL de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,4N e levado ao bloco digestor à 150°C por 30 minutos e titulados com sulfato ferroso amoniacal 0,3 mol L<sup>-1</sup>. Para o fracionamento químico da MOS pesou-se 1 g de solo na fração 0,150 mm e adicionados 20 mL de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, após rápida agitação manual, as amostras ficaram em repouso por 24 horas, sendo centrifugadas à 3000 rpm por 5 minutos, sendo o extrato reservado. No solo resultante, foram adicionados mais 20 ml de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, agitando-se manualmente e deixando em repouso por mais 1 hora repetindo o processo de

centrifugação, sendo o extrato adicionado com o extrato da primeira extração. O solo após a extração contendo a fração Humina foi seco em estufa de ar forçado à 50°C pelo período de 24 horas e posteriormente foi digerido com  $K_2Cr_2O_7$  0,167 mol L<sup>-1</sup> à 150°C por 30 minutos e titulado com sulfato ferroso amoniacal 0,3 mol L<sup>-1</sup>. No extrato que continha FAF e FAH, foi adicionado  $H_2SO_4$  20% até atingir a faixa de pH entre 1 – 2 para que ocorra a separação das frações FAH e FAF, onde as amostras ficaram em repouso pelo período de 18 horas, sendo centrifugadas à 3000 rpm por 5 minutos. Nas FAH e FAF determinou-se os teores de C e P, onde para o C adicionou-se 5 mL dos extratos contendo as frações com  $K_2Cr_2O_7$  0,033 mol L<sup>-1</sup> levado ao bloco à 150°C por 30 minutos e titulados com sulfato ferroso amoniacal 0,3 mol L<sup>-1</sup> e para o P, pegou-se 3 mL do extrato, 3 mL de solução P-B e 3 gotas de ácido ascórbico.

Para o desenvolvimento do estudo II, realizou-se a coleta de sedimentos de fundo para tentar compreender se os sedimentos gerados na bacia em estudo apresentavam relação com os teores de Fe e Mn dissolvidos na barragem do Santa Bárbara. Para isso, nos sedimentos de fundo procedeu-se de digestão ácida nitroperclórica – relação  $HNO_3^-:HClO_4^-$  3:1 conforme descrito por Silva (1999), onde pesou-se 1 g de sedimentos e adicionados 4 mL da mistura de digestão, que foram levados ao bloco digestor, permanecendo à frio pelo período de 4 horas, após iniciou-se aquecimento até a temperatura de 80°C pelo período de 1 hora, após elevou-se gradativamente a temperatura à 120°C permanecendo pelo período de 2 horas e após elevou-se a temperatura de 150°C até resultar em 2 mL de mistura digerida. Após resfriamento das amostras ainda foram adicionados 25 mL de água destilada para a determinação dos elementos. Nos extratos foram determinados os teores totais de Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na e Zn, juntamente com esses elementos foram determinados os teores de Carbono Orgânico Total, ao qual procedeu-se metodologia preconizada pela Teixeira et al. (2017), através de digestão sulfocrômica.

A partir da determinação dos teores dos elementos em questão, utilizou-se os teores de Cu, Fe, Mn e Zn para a aplicação de índices ambientais de contaminação, conforme apresentado no artigo 2, bem como, a especiação química dos elementos, que indicou qual as espécies químicas que se originam a partir dos teores analisados. A especiação química dos pontos de estudo

encontra-se publicada como capítulo do livro “Impacto, Excelência e Produtividades nas Ciências Agrárias no Brasil 4” e é intitulada “**Especiação química de metais pesados em sedimentos de fundo na bacia hidrográfica do Rio Epaminondas – Pelotas/RS**” e encontra-se no Apêndice 2. No entanto, ainda são necessários estudos para compreender a dinâmica desses metais no solo e na água, bem como, ocorrem os fluxos de água e processos de intemperismo na bacia em estudo.

Para o desenvolvimento do estudo III, avaliou-se os teores de P disponível na fração Terra Fina Seca ao Ar (TFSA - 2 mm) e a partir deste elaborou-se cálculo do *Limite Crítico Ambiental de Fósforo* (LCA-P) que foi proposto por Gatiboni et al. (2014) e por Dall’Orsoletta (2018), doses de adubos fosfatados (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, SFS e SFT) conforme o Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS/RS-SC, 2016). Para o LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014) foi utilizada a equação 17 e para o índice proposto por Dall’Orsoletta (2018) foram utilizadas as equações 18 e 19, nas quais a equação 18 deve ser aplicada para declividades menores à 25% e a equação 19 usada para declividades maiores a 25%. Para a interpretação dos dois limites comparou-se os teores de P disponível com os valores apresentados pelos índices, sendo que, ao apresentar P disponível menor que o LCA-P ainda pode ser aplicada a adubação fosfatada ao solo.

$$LCA - P = 40 + \text{argila} (\%) \quad \text{Eq. 17}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 D) \quad \text{Eq. 18}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 AD) \quad \text{Eq. 19}$$

onde: variável *A* corresponde a fração argila do solo, expresso em % e a variável *D* corresponde a declividade do ponto de coleta, sendo que para a equação 19 corresponde a declividades ≤ 25% e para a equação 20 para declividades ≥ 25%.

A partir dos teores de P disponível, % de argila do solo e uso do solo foram calculadas doses de adubação fosfatada a partir do Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS –

RS/SC, 2016). A partir das informações de adubação fosfatada foram desenvolvidos cenários, para áreas com diferentes usos – lavoura e campo, com a utilização de três formulações de adubos -  $P_2O_5$ , SFS e SFT.

**Tabela 11.** Quantidades (kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) de adubos fosfatados para os pontos de coleta da BHE.

Pontos Campo	Adubação fosfatada			Pontos Lavoura	Adubação fosfatada		
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SFS	SFT		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SFS	SFT
C1	50,00	277,78	121,95	L1	95,00	527,78	231,71
C2	70,00	388,89	170,73	L2	155,00	861,11	378,05
C3	70,00	388,89	170,73	L3	155,00	861,11	378,05
C4	100,00	555,56	243,90	L4	155,00	861,11	378,05
C5	100,00	555,56	243,90	L5	45,00	250,00	109,76
C6	75,00	416,67	182,93	L6	155,00	861,11	378,05
C7	100,00	555,56	243,90	L7	0,00	0,00	0,00
C8	100,00	555,56	243,90	L8	155,00	861,11	378,05
C9	75,00	416,67	182,93	L9	0,00	0,00	0,00
C10	50,00	277,78	121,95	L10	0,00	0,00	0,00
C11	100,00	555,56	243,90	L11	155,00	861,11	378,05
C12	0,00	0,00	0,00	L12	95,00	527,78	231,71
C13	70,00	388,89	170,73	L13	155,00	861,11	378,05
C14	75,00	416,67	182,93	L14	155,00	861,11	378,05
C15	100,00	555,56	243,90	L15	155,00	861,11	378,05
C16	75,00	416,67	182,93	L16	155,00	861,11	378,05
C17	70,00	388,89	170,73	L17	155,00	861,11	378,05
C18	75,00	416,67	182,93	L18	85,00	472,22	207,32
C19	75,00	416,67	182,93	L19	155,00	861,11	378,05
C20	75,00	416,67	182,93	L20	155,00	861,11	378,05
C21	0,00	0,00	0,00	L21	155,00	861,11	378,05
C22	50,00	277,78	121,95	L22	155,00	861,11	378,05
C23	50,00	277,78	121,95	L23	155,00	861,11	378,05
C24	75,00	416,67	182,93	L24	45,00	250,00	109,76
C25	75,00	416,67	182,93	L25	95,00	527,78	231,71
C26	100,00	555,56	243,90	L26	155,00	861,11	378,05
C27	0,00	0,00	0,00	L27	45,00	250,00	109,76
C28	0,00	0,00	0,00	L28	95,00	527,78	231,71
C29	50,00	277,78	121,95	L29	45,00	250,00	109,76
C30	75,00	416,67	182,93	L30	45,00	250,00	109,76
C31	75,00	416,67	182,93	L31	45,00	250,00	109,76
C32	50,00	277,78	121,95	L32	0,00	0,00	0,00
C33	50,00	277,78	121,95	L33	0,00	0,00	0,00
C34	75,00	416,67	182,93	L34	95,00	527,78	231,71

**Apêndice 2** – Capítulo de livro associado a especiação química dos sedimentos de fundo da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.<sup>4</sup>

**Especiação química de metais pesados em sedimentos de fundo na bacia hidrográfica do Rio Epaminondas – Pelotas/RS**

**Chemical speciation of heavy metals in bottom sediments on Epaminondas River watershed – Pelotas/RS**

Eliana Aparecida Cadoná  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Jéferson Diego Leidemer  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Stefan Domingues Nachtigall  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Tainara Vaz de Melo  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Beatriz Bruno do Nascimento  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Hueslen Domingues Munhões  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

---

<sup>4</sup> Capítulo publicado no livro “Impacto, Excelência e Produtividade nas Ciências Agrárias no Brasil 4”, pela Atena Editora.

Rafael Junqueira Moro  
Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias  
Programa de Educação Tutorial Engenharia Agrícola  
Pelotas/RS

Adão Pagani Junior  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Lucas da Silva Barbosa  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Letícia Voigt de Oliveira Corrêa  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

Pablo Miguel  
Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel  
Departamento de Solos  
Pelotas/RS

**Resumo:** A contaminação por metais pesados em corpos hídricos geralmente é avaliada através de teores dissolvidos e totais destes, no entanto, as interações químicas que ocorrem entre diferentes elementos químicos na água e nos sedimentos presentes nos corpos hídricos, podem influenciar de maneira direta a disponibilidade desses elementos contaminantes. Dessa forma, o presente estudo objetiva a discussão acerca das espécies químicas dos metais pesados Cu, Fe, Mn e Zn em sedimentos de fundo em uma bacia hidrográfica. O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Epaminondas, a qual abastece parte do município de Pelotas/RS. Para o desenvolvimento deste, utilizou-se coletas de sedimentos de fundo em cinco pontos de coleta distribuídos na bacia hidrográfica, sendo dois na porção alta, dois porção baixa e um ponto no exutório. Nestes sedimentos procedeu-se digestão ácida nitroperclórica e a partir desta a caracterização química, após procedeu-se a especiação química, através do programa Minteq versão 3.1. Para os metais em estudo, observou-se que os mesmos apresentaram predominantemente adsorvido aos grupos  $\text{OH}^-$ , sendo justificado esse fenômeno através da interação com os colóides do solo, indicando que os metais de estudo podem estar associados aos processos de intemperismo natural do material de origem. Observa-se também que os grupos ortofosfatos ( $\text{HPO}_4^{4-}$ ) apresentaram certa relevância nas espécies químicas

encontradas, indicando que um processo de eutrofização pode estar ocorrendo nas águas da bacia em estudo. Dessa forma, ainda torna-se necessário estudo em períodos de tempo maiores, para compreensão dos processos de transferência solo/água na bacia em estudo.

**Palavras-chave:** Contaminantes ambientais; Espécies Químicas; Impacto ambiental.