**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**

**Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel**

**Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água**

**Dissertação**

# GEOPROCESSAMENTO APLICADO À ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO FRAGATA

**STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL**

**PELOTAS, 2018**

**STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL**

# GEOPROCESSAMENTO APLICADO À ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO FRAGATA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientador: Drª. Maria Cândida Moitinho Nunes

Coorientadores: Drª. Cláudia Liane Rodrigues de Lima

Dr. Fioravante Jaeckel dos Santos

Pelotas, 2018

Stefan Domingues Nachtigall

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

N124g Nachtigall, Stefan Domingues

Geoprocessamento aplicado à estimativa de perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Arroio Fragata / Stefan Domingues Nachtigall ; Maria Cândida Moitinho Nunes, orientadora ; Cláudia Liane Rodrigues de Lima, Fioravante Jaeckel dos Santos, coorientadores. — Pelotas, 2018.

114 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2018.

1. Conservação do solo e da água. 2. Estruturas discretizadas. 3. Rusle. 4. Sazonalidade agroclimática. I. Nunes, Maria Cândida Moitinho, orient. II. Lima, Cláudia Liane Rodrigues de, coorient. III. Santos, Fioravante Jaeckel dos, coorient. IV. Título.

CDD : 631.45

**GEOPROCESSAMENTO APLICADO À ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO FRAGATA**

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre 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: 28 de fevereiro de 2018.

Banca examinadora:

Prof. Drª. MARIA CÂNDIDA MOITINHO NUNES
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Prof. Dr. JOSÉ MARIA FILIPPINI ALBA
Doutor em Geociências pela Universidade de São Paulo.

Prof. Dr. PABLO MIGUEL
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria.

Prof. Dr. SAMUEL BESKOW
Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras

**Agradecimentos**

À minha família, em especial meus pais Carlos Solismar Nunes Nachtigall e Marizabel Domingues Nachtigall, por todo o apoio, compreensão, incentivo e carinho dedicados para que esta caminhada até aqui seja calçada em uma base sólida.

À minha noiva Caroline Silveira Oliveira, que esteve sempre ao meu lado, compreensiva e atenciosa nos momentos de ausência e partilhando de todas as etapas desta jornada.

À Profª. Dr. Maria Cândida Moitinho Nunes, que me orientou nesta jornada de inúmeros conhecimentos profissionais e pessoais, sempre receptiva e atenciosa, partilhando de seu tempo pessoal para que quaisquer dúvidas fossem esclarecidas, fornecendo um conhecimento que transcende os limites das disciplinas, por estes e outros motivos, deixou meu agradecimento.

A meus coorientadores Drª. Cláudia Liane Rodrigues de Lima e Dr. Fioravante Jaeckel dos Santos que sempre se disponibilizaram a prestar todo apoio necessário para a concretização deste processo de aprendizagem.

Aos meus professores do CST em Geoprocessamento Alexandre Felipe Bruch e Angélica Cirolini que sempre estiveram presentes ao longo do caminho, mantendo todo o apoio e incentivo.

Aos amigos sempre presentes, Bill, Cainã, Mayron e Raphael, que partilharam de todos os momentos e juntos tornaram todos os momentos mais divertidos e tranquilos.

Aos colegas do PPG MACSA, em especial à turma de 2016 (Anderson, Alexssandra, Thais, Miguel, Yasmin, Mussa e Tamara) por terem partilhado de momentos enriquecedores.

Ao PPG MACSA juntamente com a Universidade Federal de Pelotas por disponibilizar toda estrutura para desenvolvimento desta formação e viabilizar tantas oportunidades.

*“Toda solução cria novos problemas” (Lei de Murphy).*

*“Construí amigos, enfrentei derrotas, venci obstáculos, bati na porta da vida e disse-lhe: Não tenho medo de vivê-la!” (Augusto Cury).*

## Resumo

NACHTIGALL, S. D. **Geoprocessamento aplicado à estimativa de perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Arroio Fragata**. 2018. 114f. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

A erosão hídrica é um problema que degrada os solos do mundo todo. Sua mensuração e delimitação são de extrema importância para que práticas conservacionistas consigam obter êxito. Para isso, o uso de modelos de estimativa de perda de solo, como a equação universal de perda de solo revisada (RUSLE), atua com a finalidade de prover uma estimativa concisa acerca do estado de conservação dos solos de bacias e sub-bacias hidrográficas. O presente estudo visa avaliar as perdas de solo por erosão hídrica em valores médios anuais e com base na sazonalidade agroclimática, oferecendo perspectivas diferentes em relação à dinâmica que atua na erosão hídrica dos solos da bacia hidrográfica do arroio Fragata (BHAF) e suas sub-bacias. Para tal, são utilizadas ferramentas de geoprocessamento para aplicar a RUSLE como modelo de estimativa de perda de solo, utilizando dados de erodibilidade provenientes de bibliografias e de equações, estimativa do fator LS por meio equações matemáticas, uso do solo proveniente de 4 imagens OLI/LandSat 8 abrangendo os 4 períodos do ano e simulando o efeito de práticas conservacionistas através do sistema de informações geográficas SPRING 5.3. Constatou-se que a erosividade média anual da BHAF foi de 8214,75 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$, sendo o verão o período mais expressivo, com 27% da erosividade anual. As maiores erodibilidades estão associadas aos Neossolos, que ocupam 15% da área da bacia hidrográfica. O relevo predominante na BHAF é plano a ondulado, de 0 a 20% de declividade, sendo que estas classes representam 95% da BHAF e sub-bacias. O fator LS médio encontrado na BHAF é de 0,68, com sub-bacias mais expressivas chegando a valores de 1,3306 em áreas onde o relevo é ondulado. As variações ao longo do ano no uso do solo resultam em áreas de agricultura que representam entre 5 a 12%, e recobrimento de mata e campo de 48% e 27%, respectivamente. A simulação em função do fator P para as áreas agrícolas com cordões de vegetação permanente resultaram em reduções de até 80% nas perdas de solo das áreas agrícolas. A sazonalidade realçou aspectos das sub-bacias que não são vistos em estruturas concentradas, como as variações no uso do solo e na erosividade que, aliados à espacialização dos fatores, promove o entendimento das dinâmicas espaciais e temporais que ocorrem nessa região. Foi possível estimar as perdas de solos predominantes para a BHAF como nulas a pequenas em 77% da extensão, e os solos com maiores áreas acima do limite de tolerância: Espodossolo (29%), Argissolo (28%) e Planossolo (26%).



**Palavras-chave:** conservação do solo e da água; estruturas discretizadas; RUSLE; sazonalidade agroclimática.

## Abstract

NACHTIGALL, S. D. **Geoprocessing applied to estimation of soil loss by water erosion in the Fragata watershed**. 2018. 114f. Dissertation (Master degree in Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

Water erosion is a problem that degrades soils around the world. Their measurement and delimitation are of extreme importance so that the conservationist practices get obtained expired. For this, the use of soil loss estimation models as a revised universal soil loss equation with a goal of proving a concise rate on the conservation status of soils of watersheds and sub-basins. The aim of this study was to evaluate the soil losses due to water erosion in annual average values and based on agroclimatic seasonality, supply prospects in relation to the water erosion dynamics of the soils of the Fragata stream basin (BHAF) and its basin subscales. To that end, they are geoprocessing tools to apply a RUSLE model as a model of soil loss estimation, use of erodibility data, mathematical equations, land use of 4 OLI / LandSat8 images covering the 4 periods of the year and simulating the effect of conservation practices through the geographic information system Spring 5.3. It was verified that the average annual erosivity of the BHAF was 8214.75 MJ · mm · ha · $^{1}$ · h$^{-1}$ · year$^{-1}$ with summer being the most expressive period, with 27% of annual erosivity. The largest erodibilities are associated with the Neossolos, which occupy 15% of the watershed area. The predominant relief in BHAF is flat to wavy, from 0 to 20% slope, these classes representing 95% of BHAF and sub-basins. The same is LS found at 0.68, with more expressive sub-basins reaching the levels of 1.3306 in areas where the relief is undulating. Areas throughout the year do not apply to production areas that represent 5% to 12%, and forest and field cover of 48% and 27%, respectively. The function is used as one of the main tools for extracting 80% of the soil from agricultural areas. Seasonality increased the sub-basins that are not seen in concentrated structures, such as variations in soil and erosivity, allies in the spatialization of factors, the promotion of understanding the spatial and temporal dynamics that occur in the region. It was possible to estimate the losses of predominant soils for a BHAF in 77% of the extension, and the soils with the areas superior to the tolerance limit: Espodossolos (29%), Argissolos (28%) and Planossolos (26%).



**Key-words:** soil and water conservation; discretization structures; RUSLE; agroclimatic seasonality.

## Lista de Figuras

Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor. ..... 30

Figura 2 - Mapa de solos da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor ..... 33

Figura 3 - Mapa da erosividade média anual da chuva na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor. ..... 43

Figura 4 - Mapa da erodibilidade na bacia hidrográfica do arroio Fragata com base em dados de bibliografia. Elaborado pelo Autor. ..... 46

Figura 5 - Mapa das classes de declividade da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor ..... 50

Figura 6 - Distribuição da área do fator LS na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor ..... 51

Figura 7 - Mapa do fator LS, representando o comprimento e o grau de declive na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor. ..... 52

Figura 8 - Mapa do fator C médio anual na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor ..... 56

Figura 9 - Mapa das perdas de solo médias anuais na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor. ..... 60

Figura 10 - Mapa da relação entre as perdas de solo e a tolerância às perdas de solo na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor. ..... 66

Figura 11 - Mapa da discretização em sub-bacias hidrográficas a partir da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor ..... 71

Figura 12 - Mapa da erosividade média anual nas sub-bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor ..... 80

Figura 13 - Erosividade da chuva nas sub-bacias hidrográficas em relação à variação temporal. Elaborado pelo Autor. ..... 81

Figura 14 - Mapa da erodibilidade nas sub-bacias hidrográficas com base em dados de bibliografias. Elaborado pelo Autor ..... 85

Figura 15 - Mapa do fator LS das sub-bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor ..... 88

Figura 16 - Mapa do fator C médio anual nas sub-bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor. ..... 9391

Figura 17 - Mapa das perdas de solo médias anuais das sub-bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor ..... 93

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Classes de solo presentes na bacia hidrográfica do arroio Fragata e suas abrangências absolutas e relativas. .....32

Tabela 2 - Classificação da estrutura e permeabilidade do solo codificada por Wischmeier (1971). .....38

Tabela 3 - Valores mínimos, médios, máximos e amplitude da erosividade da chuva para as os quatro períodos analisados e média anual na bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....42

Tabela 4 - Valores de erodibilidade adquidos por pesquisa bibliográfica e conforme metodologias de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990).....47

Tabela 5 - Abrangência das classes de declividade proposta por Santos et al. (2014) da bacia hidrográfica do arroio Fragata.....49

Tabela 6 - Classes de uso do solo e fator C utilizado na bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....57

Tabela 7 - Áreas representativas das classes de uso dos solos descritas, por período na bacia hidrográfica do arroio Fragata.....58

Tabela 8 - Classificação das perdas de solo médias anuais conforme metodologia de Batista et al. (2017) para a bacia hidrográfica do arroio Fragata.....61

Tabela 9 - Classificação das perdas de solo conforme metodologia de Batista et al. (2017) associadas à sazonalidade agroclimática na bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....63

Tabela 10 - Valores de tolerância às perdas de solo da bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....64

Tabela 11 - Relação de áreas acima e abaixo dos limites de tolerância para cada classe de solo encontrada na bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....65

Tabela 12 - Áreas absolutas e relativas das sub-bacias hidrográficas discretizadas na bacia hidrográfica do arroio Fragata e os municípios dos quais estão inseridas. .....71

Tabela 13 - Classificação da estrutura e permeabilidade do solo codificada por Wischmeier et al. (1971). .....77

Tabela 14 - Data das imagens representativas para os períodos analisados. .....79

Tabela 15 - Representatividade dos solos na composição das sub-bacias hidrográficas.....84

Tabela 16 - Erodibilidade média dos solos das sub-bacias hidrográficas, com dados de bibliografias e estimados a partir das metodologias de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990). .....85

Tabela 17 - Fator LS médio para cada sub-bacia utilizando a metodologia de Desmet & Govers (1996). .....89

Tabela 18 - Classes de uso do solo e fator C utilizado na bacia hidrográfica do arroio Fragata. .....91

Tabela 18 - Perdas de solo médias nas sub-bacias e contribuição para perda de solo média concentrada. .....95

Tabela 19 - Valores de tolerância às perdas para os solos das sub-bacias hidrográficas. .....97

Tabela 20 - Relação entre os valores médios de tolerância às perdas de solo por sub-bacias hidrográficas. .....98

## Lista de abreviaturas e siglas

| | |
|---|---|
| A | Perda de solo calculada por unidade de área |
| $A_{i,j}$ | Área de contribuição de uma célula com coordenadas |
| BHAF | Bacia hidrográfica do arroio Fragata |
| C | Fator de uso e manejo do solo |
| Cfa | Clima temperado úmido com verão quente |
| D | Tamanho da grade de células |
| ESKo | Espodossolo Ferri-humilúvico Órtico |
| g | Grama |
| GMve | Gleissolo Melânico Ta Eutrófico |
| h | Hora |
| ha | Hectares |
| K | Fator de erodibilidade do solo |
| Kg | Kilo grama |
| L | Fator comprimento de declive |
| m | Metros |
| M | Soma dos teores de areia muito fina e silte divididos por 1000, menos o teor de argila |
| m1 | Coeficiente em função do grau de declive |
| MDE | Modelo digital de elevação |
| Mg | Mega grama |
| min | Minutos |
| MJ | Mega joule |
| mm | Milímetros |
| MO | Teor de matéria orgânica |
| NDVI | Normalized Differenced Vegetation Index |
| nm | Nanômetros |
| OX | Organossolo Háplico |
| P | Fator das práticas conservacionistas |
| p | Permeabilidade do perfil |
| P1 | Permeabilidade do perfil |
| P2 | Teor de matéria orgânica em % |
| P3 | Teor de óxido de alumínio extraível por ácido sulfúrico em % |

| | |
|---|---|
| P4 | Teor de partículas com diâmetro entre 2,0mm e 0,5mm determinados pelo método da pipeta e em % |
| PBACd | Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico |
| PVAd | Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico |
| PVAe | Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico |
| R | Índice de erosividade |
| RRd | Neossolo Regolítico Distrófico |
| RRe | Neossolo Regolítico Eutrófico |
| RUSLE | Revised Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perdas de Solo Revisada) |
| S | Fator grau de declive |
| S1 | Estrutura do solo |
| s | Grau de declive em % |
| SbH | Sub-bacia hidrográfica |
| SIG | Sistema de informações geográficas |
| SRTM | Shuttle Radar Topographic Mission |
| SXe | Planossolo Háplico Eutrófico |
| USLE | Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perdas de Solo) |
| X1 | Variável calculada a partir dos parâmetros granulométricos |
| X2 | Permeabilidade do perfil |
| X3 | Diâmetro médio ponderado das partículas <2,0mm, em mm |
| X4 | Relação entre o teor de matéria orgânica e as partículas entre 2,0mm e 0,1mm |
| $X_{i,j}$ | Valor da direção de fluxo |

## Sumário


**1. Introdução** ..... 16
**2. Revisão da literatura** ..... 20
**2.1. Processo erosivo** ..... 20
**2.2. Equação Universal de Perda de solo Revisada (RUSLE)** ..... 21
**2.2.1. Fator R** ..... 22
**2.2.2. Fator K** ..... 23
**2.2.3. Fator LS** ..... 23
**2.2.4. Fator C** ..... 24
**2.2.5. Fator P** ..... 25
**2.3. Tolerância à perda de solo** ..... 25
**2.4. Geoprocessamento aplicado às estimativas de perda de solo** ..... 26
**3. CAPÍTULO 1 – PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA ASSOCIADA À SAZONALIDADE AGROCLIMÁTICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO FRAGATA** ..... 28
**3.1. Introdução** ..... 28
**3.2. Material e Métodos** ..... 30
**3.2.1. Caracterização do local de estudo** ..... 30
**3.2.2. Delimitação da bacia hidrográfica** ..... 31
**3.2.3. Classes de solos** ..... 31
**3.2.4. Imagens de sensores remotos** ..... 34
**3.2.5. Equação universal de perdas de solo revisada (RUSLE)** ..... 34
**3.2.6. Fator R – Erosividade da chuva** ..... 35
**3.2.7. Fator K – Erodibilidade do solo** ..... 36
**3.2.8. Fator LS – Comprimento e grau de declive** ..... 38
**3.2.9. Fator C – Uso do solo e manejo da cobertura** ..... 39
**3.2.10. Fator P – Práticas conservacionistas** ..... 40
**3.2.11. Perdas de solo** ..... 40
**3.2.12. Tolerância de perda de solo** ..... 41
**3.3. Resultados e Discussão** ..... 42
**3.3.1. Fator R – Erosividade da Chuva** ..... 42
**3.3.2. Fator K – Erodibilidade do solo** ..... 44
**3.3.3. Fator LS – Comprimento e grau de declive** ..... 49
**3.3.4. Fator C – Uso do solo e manejo da cobertura** ..... 55
**3.3.5. Fator P – Práticas conservacionistas** ..... 60
**3.3.6. Perdas de solo por erosão hídrica** ..... 60
**3.3.7. Tolerância às perdas de solo** ..... 64
**3.4. Conclusões** ..... 67

**4. CAPÍTULO 2 – PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA ASSOCIADA À SAZONALIDADE AGROCLIMÁTICA EM ESTRUTURAS DISCRETIZADAS POR SUB-BACIAS** ..... 69
**4.1. Introdução** ..... 69
**4.2. Material e Métodos** ..... 70
**4.2.1. Discretização das sub-bacias da bacia hidrográfica do arroio Fragata** ..... 70
**4.2.2. Imagens de sensores remotos** ..... 71
**4.2.3. Fator R – Erosividade da chuva discretizada** ..... 74
**4.2.4. Fator K – Erodibilidade dos solos discretizada** ..... 74
**4.2.5. Fator LS – Comprimento e grau de declive discretizado** ..... 77
**4.2.6. Fator C – Uso e manejo do solo discretizado** ..... 78
**4.2.7. Fator P – Práticas conservacionistas discretizadas** ..... 79
**4.2.8. Perdas de solo** ..... 80
**4.2.9. Tolerância à perda de solo** ..... 80
**4.3. Resultados e Discussão** ..... 81
**4.3.1. Fator R** ..... 81
**4.3.2. Fator K** ..... 84
**4.3.3. Fator LS** ..... 88
**4.3.4. Fator C** ..... 91
**4.3.5. Fator P** ..... 94
**4.3.6. Perdas de solo por erosão hídrica** ..... 94
**4.3.7. Tolerância às perdas de solo** ..... 97
**4.4. Conclusões** ..... 99
**5. Considerações finais** ..... 101

## 1. Introdução

A degradação ambiental representa um dos temas mais importantes do século XXI, recebendo atenção de diversos órgãos governamentais, instituições de pesquisa e da população. Essa degradação envolve, principalmente, perdas de solo e por erosão hídrica, levando à redução da produtividade agrícola e assoreamento de corpos hídricos que afetam diretamente a conservação do solo e da água.

O uso, e manejo são partes fundamentais para conservação do solo. A estrutura de uso e ocupação da região sul do Rio Grande do Sul tem um caráter agrícola e pecuário muito expressivo (SCHNEIDER & FIALHO, 2000; BOLFE, et al. 2009). Na região da bacia hidrográfica do arroio Fragata (BHAF) as propriedades rurais seguem estas tendências, com o uso agrícola e pecuário com finalidade de subsistência das famílias. Neste sentido, o manejo das áreas não é padronizado, variando conforme a localidade e o uso do solo.

Dentre os riscos para a conservação do solo se encontra a erosão hídrica, que consiste na desagregação, transporte e deposição das partículas de solo pela água (MORGAN, 2005). Embora a erosão seja um processo natural, a atividade humana intensa pode acelerar os processos erosivos e, como consequência, degradar de forma irreversível áreas agrícolas. A erosão hídrica é mais intensa nas áreas onde os solos são naturalmente mais frágeis. Esta fragilidade é proveniente de inúmeros fatores, tais como a declividade do local, a cobertura do solo, espessura do horizonte superficial, textura, relação textural e entre horizonte A e B e material de formação dos solos (BOCKHEIM et al., 2005).

Nos locais onde são evidenciados os processos erosivos mais intensos é constatado um decréscimo na produtividade agrícola em virtude da remoção do horizonte superficial do solo, transporte dos nutrientes e agroquímicos, afetando negativamente a qualidade ambiental (SOUTO & CRESTANA, 2000). Ressalta-se ainda que a erosão hídrica atua em três formas de degradação conforme (LAL, 2001): a física que reduz a qualidade estrutural do solo, a química que proporciona a lixiviação de nutrientes e a biológica, onde ocorre a redução da matéria orgânica e da biodiversidade do solo.

Para um adequado controle da erosão hídrica é necessário um parâmetro que forneça indicativos mensuráveis para estipular uma taxa de perdas de solo. Para isso, a tolerância a perdas de solo fornece uma estimativa de quanto determinado tipo de

solo pode ser afetado pela erosão hídrica sem perder suas características (LI et al., 2009; DUAN et al. 2012; KUZNETSOV & ABDULKHANOVA, 2013).

A complexidade da interação entre fatores como solos, relevo, cobertura vegetal e atividades antrópicas de uma dada região, em escala de bacia hidrográfica, tornam a estimativa de perdas de solo, por meio da modelagem, uma ferramenta indispensável para identificar, avaliar e monitorar os sistemas de uso e manejo mais adequados para a conservação ambiental.

A sazonalidade afeta diversos fatores relacionados ao uso do solo e condições climáticas (RENARD, et al. 2011). Com base nisso, a erosão hídrica não segue um comportamento estático ao longo do tempo, surge então a necessidade de entender o comportamento dinâmico que atua na erosão hídrica. Com as mudanças climáticas cada vez mais influentes, as pesquisas com erosão devem ser capazes de atuar de maneira a acompanhar as mudanças com clima, usos do solo, mudanças nas épocas agrícolas para que se mantenham atualizadas e com informações relevantes (RICKSON, 2014.)

Os modelos de estimativas de perdas de solo oferecem a possibilidade de trabalhar a erosão reconhecendo seus efeitos temporais, fornecendo noções que contribuam para o desenvolvimento de uma base de conhecimentos relacionados à sazonalidade e suas relações com as perdas de solo. Considerando a dinâmica espacial e temporal das condições ambientais de bacias hidrográficas, torna-se necessária uma forma de englobar informações e realizar o cruzamento de dados. Com esta finalidade, o geoprocessamento mostra-se como um instrumento de trabalho onde é possível englobar todos os dados necessários e abordar as condições espaciais e temporais que contemplam as perdas de solo. Com o geoprocessamento é possível utilizar ferramentas que visem à aquisição de informações a distância, como o sensoriamento remoto, e ferramentas que armazenem e trabalhem os dados SIG. Um dos usos do SIG é a possibilidade de representar o mundo real através de planos de informação que representam características da realidade e permitem a relação entre os dados (HARTWIG, 2009).

As unidades de estudo para trabalhar com conservação do solo e da água necessitam englobar diversas condições e atributos em um espaço, com isso em vista, as bacias hidrográficas e sub-bacias hidrográficas contemplam todas as necessidades e tornam-se unidades de conservação básicas e ideais. Aliado ao uso das bacias hidrográficas, as informações espaciais e temporais podem ser utilizadas para prover

informações mais detalhadas para entender a dinâmica dos processos envolvidos nas perdas de solo por erosão hídrica. Com base nessas unidades de estudo, em 8 de janeiro de 1997, a lei nº 9.433 (BRASIL,1997) instituiu a política nacional de recursos hídricos, onde reconhece a água com um recurso natural limitado e de domínio público

As estimativas de perda de solo através de modelos foram evoluindo conforme tecnologias e conhecimentos mais concretos tornavam-se disponíveis. A revisão da equação universal de perda de solos (Universal Soil Loss Equation – USLE) elaborada por Wischmeier & Smith (1978) deu origem à equação universal de perda de solo revisada (Revised Universal Soil Loss Equation – RUSLE) proposta por Renard et al., 1997. A RUSLE foi responsável por utilizar modelos matemáticos baseados em maior quantidade de dados, integrar uma interface gráfica e desenvolver novas possibilidades na modelagem de processos erosivos. A RUSLE integra a possibilidade de utilizar as informações espaciais, temporais e equações matemáticas que descrevem os fatores envolvidos na estimativa de perdas de solo. A partir do produto dos modelos numéricos gerados em cada fator é possível estimar as perdas de solo para uma bacia hidrográfica.

A BHAF tem importante papel no abastecimento de água da região de pelotas e municípios vizinhos, a captação de água da bacia hidrográfica é a segunda maior responsável pela captação de água (SANEP, 2018). Para conservação da qualidade da água é necessário um controle das partículas que são carregadas pelas enxurradas para os corpos d'água. Conforme Garbrecht & Starks (2009), ao analisar os sedimentos suspensos na água da bacia do Fort Cobb no período entre 1943 a 1948 quando não havia o uso de práticas conservacionistas e uso do solo era de áreas agrícolas e 2004 a 2007 onde as áreas agrícolas haviam sido convertidas em áreas de pastagem e houve a implementação de práticas de conservação do solo foi possível reduzir significativamente os índices de sedimentos suspensos na água.

Como hipóteses para o estudo tem-se:

a) a discretização em sub-bacias fornece a melhor caracterização individual das sub-bacias e possibilita melhores abordagens;
b) as sub-bacias têm características diferentes quanto às perdas de solo, possuindo diferentes perdas entre a parte alta e baixa da BHAF.
c) a variação sazonal no uso do solo associada à erosividade tem influência sobre as perdas de solo da BHAF;

d) na BHAF existem áreas onde o manejo não é adequado, resultando em perdas de solo maiores que os limites de tolerância;

Para atender as hipóteses levantadas, objetiva-se estimar as perdas de solo para a bacia hidrográfica do arroio Fragata em sua forma concentrada e discretizada (sub-bacias) com o uso da RUSLE, visando subsidiar informações necessárias para o desenvolvimento das atividades de planejamento conservacionista na região. De maneira específica visa-se:

a) estimar e classificar as perdas de solo por erosão hídrica, por meio do modelo RUSLE, para a BHAF de forma concentrada e discretizada em sub-bacias;
b) avaliar as perdas de solo frente à consideração de diferentes épocas do ano associadas à cobertura do solo;
c) comparar os valores de perda de solo com os de tolerância às perdas para cada classe de solo da BHAF;
d) simular o efeito da implantação de diferentes práticas conservacionistas nas perdas de solo por erosão hídricas.

# 2. Revisão da literatura

## 2.1. Processo erosivo

A atividade antrópica está intimamente ligada ao início ou intensificação de processos erosivos hídricos acelerados. A erosão hídrica consiste no desprendimento e transporte das partículas do solo pelo impacto da gota da chuva e escoamento superficial (MORGAN, 2005).

Conforme Fiori et al. (2001), em estudo conduzido na bacia do Alto Paraguai, as atividades agrícolas intensivas em áreas de agropecuária mal planejadas levaram à aceleração dos processos erosivos na bacia hidrográfica. Segundo os autores, a retirada da cobertura vegetal para implantação das atividades agrícolas ou pecuárias intensificou este processo, resultando em perigos de alagamentos, devido ao assoreamento dos rios.

Ao analisar cartas geomorfológicas e a presença de processos erosivos na bacia hidrográfica do rio Keller-PR, Nakashima & Ross (2000) observaram que o manejo inadequado do solo pelo intenso uso de maquinários agrícolas pesados propiciou a compactação do solo, e consequentemente, reduziu a infiltração de água no solo ocasionando o aumento da enxurrada que adiciona mais energia ao transporte das partículas do solo.

Os processos erosivos resultam em partículas de sedimentos que são transportadas às regiões de deposição ou para corpos hídricos, podendo conduzir contaminantes ou nutrientes que seriam benéficos ao solo (SHI et al., 2012). Os solos estão cada vez mais expostos aos processos erosivos, pois as práticas agrícolas inapropriadas, o desmatamento das florestas nativas, o uso intensivo da pecuária aliados a não utilização de práticas para controle da erosão, resultam em solos menos produtivos e com maiores custos associados como apontam Kachouri et al. (2014).

Pradeep et al. (2015) ressaltam a importância do controle de processos erosivos em bacias hidrográficas, pois são unidades muito sensíveis a mudanças quando expostas a impactos ambientais, ressaltando a diminuição das áreas agrícolas, redução da produtividade e contaminação dos cursos d’água. É importante observar que os processos erosivos atuam em toda a superfície terrestre, porém, as áreas agrícolas são responsáveis por alterar o uso do solo natural de um local, portanto a alteração no uso do solo, mecanização intensa e queimadas da vegetação

natural podem contribuir para a aceleração destes processos (GUERRA & BOTELHO, 1996).

## 2.2. Equação Universal de Perda de solo Revisada (RUSLE)

A base científica para o planejamento conservacionista do solo começou a ser desenvolvida no século XX (ZINGG, 1940; SMITH, 1941; ELLISON, 1945; SMITH & WHITT, 1947). A necessidade de modelar os processos que resultavam nas perdas de solo culminou na elaboração da USLE por Wischmeier & Smith (1978). A USLE atendeu apenas parcialmente as necessidades dos pesquisadores na época, visto que se tratava de uma equação empírica que não representava os processos envolvidos na perda de solo por erosão hídrica, apenas fornecia a perda de solo total por unidade de área.

A primeira revisão da equação universal de perda de solos (RUSLE) (RENARD et al., 1997) tinha como finalidade continuar com os avanços gerados na USLE. Com isso, ela aborda a mesma estrutura matemática da USLE, porém com novas análises de dados que na época eram indisponíveis. A atualização das equações da RUSLE, com novas e mais abrangentes análises de dados confere uma precisão mais satisfatória em relação à USLE, principalmente para a sua utilização em escala de bacia hidrográfica.

A RUSLE é utilizada amplamente ao redor do mundo, porém alguns países têm dificuldades na aquisição de todos os parâmetros necessários (TANYAS et al., 2015), a baixa densidade da rede e escassez de pluviômetros dificulta a aquisição da erosividade (OLIVEIRA et al., 2008), a falta de bancos de dados relacionados ao uso do solo em grande parte dos países leva ao uso de metodologias alternativas para aquisição do fator de uso e manejo do solo (TANYAS et al., 2015). A escala de levantamento dos solos também é relatada por Rizzo et al. (2015), onde grande parte dos mapeamentos de solos são oriundos em escalas 1:1.000.000 e 1:100.000, diminuindo a acurácia em relação aos solos.

Com a dificuldade de acesso às informações para utilizar as metodologias tradicionais, há uma tendência de alternativas que supram as necessidades dos modelos de estimativas de perdas de solo. Destaca-se o uso de imagens de satélite para mapeamento do uso do solo, modelos digitais de elevação para definições de

declividade e comprimento das encostas e dados climáticos de sensores remotos (GUPTA & KUMAR, 2017).

A importância da aplicação de modelos de estimativas de perdas de solos em bacias e sub-bacias hidrográficas decorre do fato das estratégias de abordagem serem desenvolvidas a partir dos problemas particulares de cada caso (KALAMBUKATTU & KUMAR, 2017). Por isso, ao trabalhar em sub-bacias hidrográficas pode-se obter o melhor entendimento dos processos que atuam sobre as perdas de solo.

### 2.2.1. Fator R

A erosividade se refere a um índice quantitativo que exprime a capacidade de a chuva provocar erosão em uma área descoberta. Para tal, é necessário o conhecimento da energia cinética total e da intensidade máxima da chuva em 30min.

A ausência de uma rede de pluviógrafos com dados disponíveis dificulta a estimativa da erosividade, visto que, são necessários dados de intensidade, duração e frequência. Por sua vez, a necessidade de utilização dos dados oriundos de pluviômetros fomentou um método para desagregação da chuva diária (SILVEIRA, 2000). Com a desagregação da chuva, torna-se possível o cálculo da intensidade da chuva em 30min através da relação entre o volume e o tempo de ocorrência das chuvas.

Para a área de estudo analisada, trabalhos como o de Lago (2000) e Santos (2013) forneceram a base de conhecimento e entendimento necessário para desenvolvimento de pesquisas a partir dos dados de erosividade.

Panagos et al. (2016) descreveram a erosividade como um dos fatores mais dinâmicos dentro dos fatores utilizados para cálculo da erosão hídrica. Ressalta ainda que capturar a variação temporal e espacial da erosividade das chuvas possibilita uma maior precisão e acurácia. Ao analisar a erosividade espacialmente, os valores mais altos crescem com relação à altura do relevo (BATISTA et., 2017).

Um dos problemas de lidar com a extrapolação dos dados utilizados na RUSLE é a baixa disponibilidade de dados com resolução adequada à escala global. A erosividade utilizada na RUSLE é baseada em precipitações de 30 minutos, e estes dados não estão disponíveis a nível global (NAIPAL et al., 2015).

### 2.2.2. Fator K

A diferença inerente a cada tipo de solo possui para resistir às perdas de solo quando estão sob mesmas condições de clima, relevo, cobertura e manejo é entendida como erodibilidade (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014). Os valores de erodibilidade são inversamente proporcionais à resistência do solo a erosão, ou seja, quanto maior o valor de erodibilidade do solo, menor sua resistência à erosão hídrica.

Demachi & Zimback (2014) ressaltam a necessidade de métodos de determinação da erodibilidade que possibilitem resultados mais rápidos, menos trabalhos e caros. A determinação direta dos valores de erodibilidade é custosa e demorada, resultando em diversas pesquisas científicas que possibilitem a aquisição deste fator de maneira indireta (WISCHMEIER et al.,1971; DENARDIN, 1990).

Silva & Alvares (2005) elaboraram um banco de dados para a erodibilidade de algumas classes de solos do estado de São Paulo. Os valores mais extremos foram encontrados em Organossolos com um valor médio de 0,0610 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot MJ \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$ e os Planossolos com valor médio de 0,0097 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot MJ \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$. Segundo os autores, os valores médios encontrados para os Latossolos e Nitossolos foram caracterizados como solos de média erodibilidade, enquanto Argissolos, Cambissolos, Chernossolos, Espodossolos, Gleissolos, Neossolos e Organossolos foram interpretados como solos de alta erodibilidade e, consequentemente, os Planossolos foram relacionados a solos com baixa erodibilidade.

### 2.2.3. Fator LS

O fator relevo (LS) é representado pelo grau e comprimento do declive, os quais influenciam nas perdas de solo por erosão hídrica. Para valores elevados de inclinação e de distância percorrida, a velocidade e o volume final da água serão maiores, acarretando maiores perdas de solo e água. O fator LS representa a contribuição do escoamento superficial no processo de erosão hídrica.

Os resultados com mais acurácia para levantamento do fator LS são os adquiridos em medições a campo, porém a pouca praticidade, e as dimensões das bacias hidrográficas são empecilhos que dificultam essa aquisição. Para isso, Zhang et al. (2013) mencionam que desde que as metodologias geradas a partir de geotecnologias sejam validadas e tenham uma base metodológica consistente, seu uso garante maior praticidade e autonomia quanto ao tamanho da área de estudo.

Com os avanços das tecnologias, o fator LS passou por diversas experimentações, onde são utilizados dados a partir de modelos digitais de terreno para fornecer parâmetros utilizados equações que estimam as condições mais próximas a realidade (MOORE & WILSON, 1992; DESMET & GOVERS, 1996; WINCHELL et al., 2008; RODRIGUEZ & SUAREZ, 2012; ZHANG et al., 2017).

Somprasong & Chaiwiwatworakul (2015) demonstram que as metodologias para avaliação do fator LS devem ser utilizadas de acordo com a intenção de estudo, para avaliar se as perdas de solo poderiam estar transportando poluentes à rede de drenagem, os autores utilizaram uma metodologia de fator LS baseada em modelos digitais de direção de fluxo e fluxo acumulado.

A resolução espacial utilizada na fonte de informação utilizada para gerar a declividade é de extrema importância, pois os valores médios podem homogeneizar áreas sem possibilitar a correta representação do relevo local. Panagos et al. (2015) alertam para a redução da qualidade no fator S conforme há a redução da resolução espacial.

### 2.2.4. Fator C

O fator C está relacionado às perdas de solo em uma área com cobertura vegetal e sob algum tipo de manejo do solo em relação a uma área com solo exposto, isto é, o fator C reflete os efeitos da cobertura e manejo nas perdas de solo (RENARD et al., 1997; ZHAO et al., 2012).

O uso e manejo do solo são modificados constantemente pelas atividades humanas. A remoção da cobertura natural do solo faz com que os agentes de transporte erosivo atuem diretamente sobre o solo, aumentando a erosão hídrica.

A variação do fator C ocorre entre os valores de 0 e 1. Valores próximos a 0 representam coberturas e manejos do solo menos propícios às influências dos agentes erosivos, ou seja, solos com boa cobertura e manejos que ajudam a mitigar as forças erosivas. Por outro lado, valores próximos a 1 oferecem pouca ou nenhuma proteção aos agentes erosivos, contribuindo com aumento do escoamento superficial e, consequentemente, valores mais altos de perda de solo e água.

Bargiel et al. (2013) utilizaram imagens de radar de alta resolução espacial para que fosse possível determinar com maior precisão as diferentes culturas em uma área, de modo que a incerteza associada à confusão entre as respostas espectrais das

culturas fosse reduzida, assumindo resultados mais próximos às condições reais para estimar o fator C.

O NDVI (Normalized Differenced Vegetation Index – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) como meio para identificação das culturas foi adotado por Schöndrodt et al. (2010), de modo que a obtenção por meio do NDVI fosse utilizada para determinar a taxa de cobertura do solo e, por meio disso, fosse correlacionado aos fatores de uso e manejo das culturas.

Gabriels et al. (2003) analisaram o uso e manejo do solo com 40 sistemas de rotações de culturas e verificaram que os valores de C se mantiveram com valor médio de 0,34 e valores máximos e mínimos de 0,51 e 0,24, respectivamente. Também foi possível concluir que as rotações que utilizaram o milho em seu sistema obtiveram resultados piores em relação às demais, pois o uso do milho aumenta o valor do fator C médio da rotação, visto que o milho oferece pouca proteção ao solo.

### 2.2.5. Fator P

As práticas conservacionistas representam o efeito das práticas complementares em reter ou dissipar a energia da enxurrada, e consequentemente, diminuir a capacidade de desagregar e ou transportar as partículas de solo.

Tangliarini (2017) relata a importância das práticas conservacionistas, de modo que elas alteram a rugosidade do solo, influenciam o crescimento de vegetação, favorecem a incorporação de matéria orgânica e melhoram a agregação do solo.

Em estudo com a utilização do geoprocessamento para estimativa de perdas e solo para uma micro bacia do semiárido brasileiro, Lopes et al. (2011) adotaram os valores do fator P igual a 1, pois o uso de plantio no sentido do declive (morro abaixo) é predominante na região.

## 2.3. Tolerância à perda de solo

A tolerância de perda de solo é definida como a erosão máxima que ainda possibilite um tipo de solo manter sua produtividade, mantendo seus níveis de fertilidade e tornando-se autossuficiente economicamente por tempo indefinido (WISCHMEIER & SMITH, 1965; RENARD et al., 1997). Logo, a tolerância para as perdas de solo é a relação entre a formação de determinada classe de solo suas perdas. Deste modo, as perdas de solo devem estar abaixo do limite de tolerância para que a taxa de formação do solo seja maior do que a taxa de perda.

Demachi & Zimback (2014) estimaram a tolerância de perda de solo para Latossolos, Nitossolos, Argissolos, Gleissolos e Neossolos, dentre outros. A partir dos valores encontrados, os autores observaram que as maiores tolerâncias são encontradas nos Latossolos e Nitossolos, em contrapartida, os valores inferiores englobam os Neossolos.

A tolerância de perda de solo foi calculada por Mannigel et al. (2002) para alguns solos de São Paulo. Os resultados mostraram que os Argissolos variaram entre 3 e 11,26 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, os Cambissolos entre 3,67 e 14,70 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, os Latossolos obtiveram valores mínimos maiores englobando 7 e 12,45 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, já os Luvissolos alcançaram os valores mais baixos de tolerância, entre a 2,68 e 3,25 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$.

Ao estimar a tolerância de perda de solos por 3 métodos distintos, Nunes et al. (2012) encontraram os valores médios para o Argissolo foram de 8,26 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, para os Cambissolos o valor médio foi de 14,01 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, os Gleissolos apresentaram 13,66 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, Latossolos obtiveram valores médios de 12,77 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, enquanto que os Planossolos alcançaram um valor médio de 8,69 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$.

## 2.4. Geoprocessamento aplicado às estimativas de perda de solo

Análises espaciais e quantitativas contribuem para as informações relacionadas à erosão hídrica do solo em bacias hidrográficas, de modo que o planejamento do uso do solo, práticas conservacionistas e controle da erosão são significativamente afetados por técnicas espaciais de análise (PRASANNAKUMAR et al., 2012).

O estudo dinâmico das perdas de solo é convencionalmente realizado por meio de métodos tradicionais, resultando em análises trabalhosas e demoradas, tornando-se impraticáveis em dadas situações (PAN & WEN, 2014).

Compreender a dinâmica espacial das análises é algo que vem sendo cada vez mais comum e em parte, este crescimento se deve a tecnologias mais acessíveis e menos rústicas (DRUCK et al., 2004).

Cunha et al. (2017) demonstraram o potencial de se trabalhar com dados em SIG ao utilizar o modelo de estimativa RUSLE, para estudo de perdas de solo em uma bacia hidrográfica com assentamentos rurais, demonstrou-se que bons resultados se

deram pelo fato de se aliar amostragens de solo com técnicas de geoprocessamento para possibilitar um melhor entendimento da situação atual de degradação da área de estudo.

Gelagay & Minale (2016) combinaram o uso de dados de sensores remotos, modelos digitais de elevação, precipitação e informações pedológicas para estimar as perdas de solo por meio da RUSLE, na bacia hidrográfica Koga localizada no noroeste da Etiópia. O estudo possibilitou que as informações fossem trabalhadas em conjunto, garantindo a variabilidade espacial dos dados e possibilitando acesso a informações inacessíveis.

Aiello et al. (2015) identificaram que, mesmo quando as escalas de trabalho em bacias hidrográficas grandes oferecem um decréscimo na precisão quantitativa, as informações qualitativas continuam a oferecer um excelente custo benefício, pois podem identificar áreas de maior interesse para o foco de trabalhos que visem combater as perdas excessivas de solo.

# 3. CAPÍTULO 1 – PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA ASSOCIADA À SAZONALIDADE AGROCLIMÁTICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO FRAGATA

## 3.1. Introdução

A avaliação das perdas de solo em bacias hidrográficas possibilita um entendimento geral da área que, associado à sazonalidade agroclimática, complementam e guiam as ações conservacionistas na área. As perdas de solo necessitam de um entendimento dinâmico para compreender as interações que ocorrem no processo de desprendimento e arraste das partículas.

A sazonalidade agrícola atua de forma que os agricultores ajustam os calendários agrícolas para favorecerem os cultivos com as chuvas, sendo que estas alterações podem levar a um período maior ou menor no tempo que o solo passa exposto e vulnerável aos agentes erosivos (BARRERA-BASSOLS & TOLEDO, 2005). A variação climática ao longo do tempo afeta condições específicas no solo, tais como a ciclagem de nutrientes, a umidade do solo, o estoque de matéria orgânica e estes fatores estão diretamente relacionados às perdas de solo (TURMEL et al., 2015). Observa-se então que as condições climáticas são variáveis ativas ao longo do tempo em processos de erosão hídrica.

A variação temporal nas perdas de solo foi avaliada em três épocas distintas, entre os anos de 1966 e 1996 para a bacia hidrográfica do Rio Taquarizinho, no estado de Minas Gerais, por Paranhas Filho et al. (2003). No ano de 1996, os autores verificaram que os valores foram duas vezes maiores do que no ano de 1966. A intensificação das perdas de solo se deu, principalmente, pela expansão do cultivo intensivo de milho e soja, já observado no ano de 1985, revelando que medidas preventivas devem ser realizadas para que as situações não evoluam negativamente.

A partir dos estudos de uma bacia hidrográfica, Ferreira & Panagopoulos (2014) avaliaram os efeitos da sazonalidade sobre perdas de solo estimadas através da RUSLE. Segundo os autores, os resultados indicam que, na região do Mediterrâneo o período com maior erosividade é o outono, e nesta época a cobertura do solo está com menor potencial para proteger o solo das gotas de chuva e do arraste das partículas, resultando em perdas de solo que representam 65% do total anual.

Terranova & Gariano (2015) estimaram a variação sazonal da erosividade em bacias hidrográficas do Mediterrâneo. Com base em dados de pluviômetros com alta resolução espacial e temporal os autores concluíram que foi possível determinar os períodos do ano e a localização das áreas mais expostas a danos, contribuindo para que modelos de estimativas de perdas de solo atuem com maior precisão.

Coutinho et al. (2014), ao elaborarem o fator de declive e comprimento de rampa para a bacia hidrográfica do Rio da Prata-ES, encontraram o valor máximo de LS igual a 80,5 e valor médio de 8,2, mostrando que a área possui grande heterogeneidade de relevo. Souza & Gasparetto (2012) encontraram valores associados ao relevo relativamente baixos, variando de 0 a 4. A conformação mais plana do relevo foi decisiva para os valores apresentarem taxas mais baixas de perda de solo.

A variação no uso do solo ao longo do ano promove alterações na rugosidade do solo, na área de recobrimento do solo e a cobertura por resíduos no solo, estas alterações promovem variações nas estimativas de perdas de solo (EVRARD et al., 2010). Para que a implantação de planejamentos conservacionistas seja eficaz é necessário o conhecimento detalhado das interações que atuam sobre as perdas de solo de uma região. O presente estudo visa estimar as perdas de solo com suas variações agroclimáticas para a bacia hidrográfica do arroio Fragata (BHAF), colaborando com o desenvolvimento do conhecimento acerca da região estudada e possibilitando a redução das perdas de solo, bem como maior segurança hídrica para o abastecimento de água para consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e atividades de mineração.

De forma complementar objetiva-se fornecer dados que auxiliem o desenvolvimento de planejamentos conservacionistas, por meio da estimativa de perda de solo e suas relações com a tolerância, permitindo que se tenha uma caracterização acerca do estado atual de conservação da área e suas relações com os fatores que regem as perdas de solo na bacia hidrográfica analisada.

## 3.2. Material e Métodos

### 3.2.1. Caracterização do local de estudo

A bacia hidrográfica do arroio Fragata (BHAF) está situada nos municípios de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, na região sul do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1).

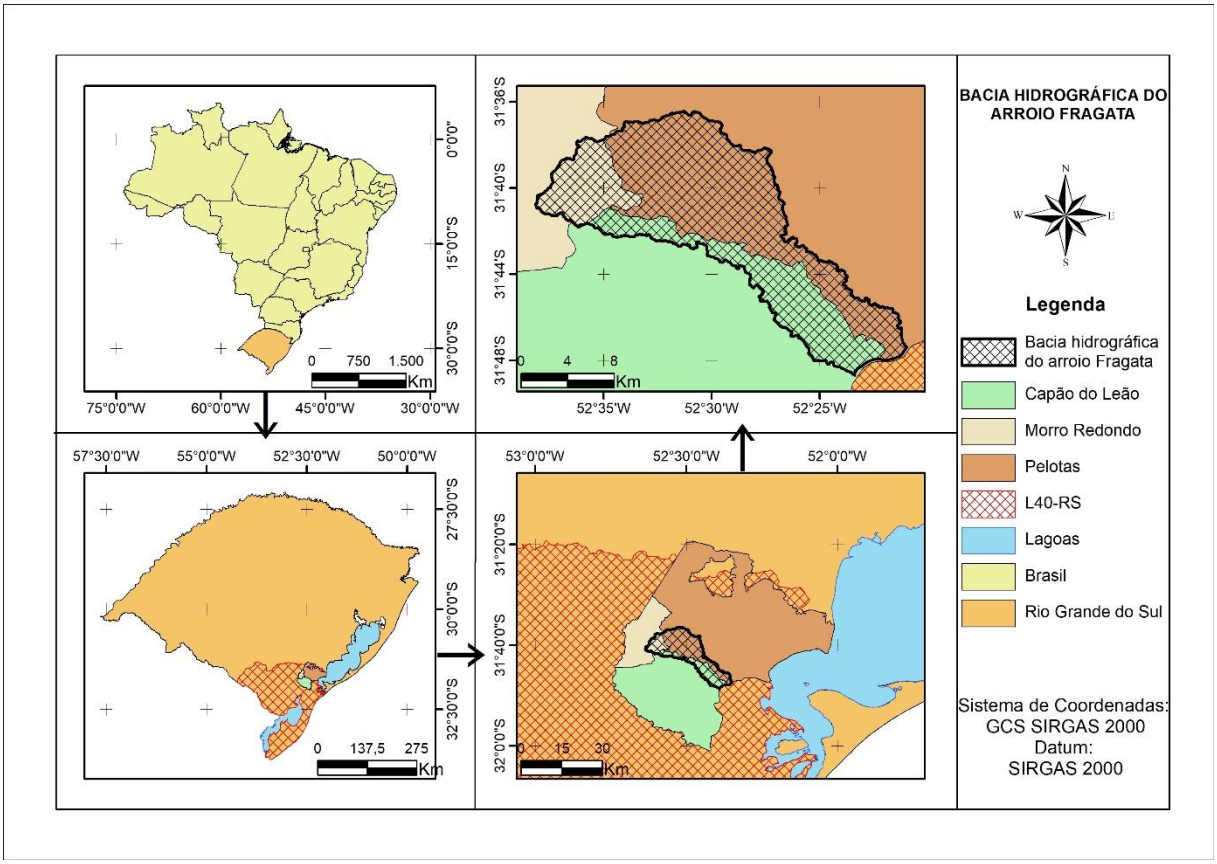



Figura 1 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

A área de estudo pertence à grande bacia litoral 40, do sistema hidrográfico do Rio Grande do Sul (L40-RS), situada no Sul do Estado, entre as coordenadas geográficas 31º36’ e 31º 50’ de latitude Sul e 52º40’ e 52º 32’ de longitude Oeste, e apresenta uma área de aproximadamente 225,30 km$^2$.

O clima da região foi classificado como Cfa (Clima temperado úmido com verão quente) por Kuinchtner & Buriol (2001), segundo classificação climática de Köppen, com temperatura média de 12,5°C no mês mais frio e de 23,3°C, no mês mais quente. A média anual de precipitação na região é de 1.385,6 mm. Os meses de fevereiro e julho apresentam as maiores médias mensais, com 189,7 e 129,5 mm, respectivamente. Os meses que apresentam as menores médias mensais são março e maio, com 90,6 e 99,3 mm, respectivamente (SANTOS, 2013).

Em Pelotas-RS, Damé et al. (2012) verificaram que, no período 1983 a 1998, o mês de fevereiro foi o de maior média mensal de precipitação e o de maior erosividade. Lino (2010) encontrou valores de erosividade entre 4.500 e 12.000 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$ para o estado do Rio Grande do Sul, sendo que na região de Pelotas, os valores são de aproximadamente 6.000 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$. No mesmo estudo foram encontrados os valores da erosividade para o estado de São Paulo que possuem menos amplitude, variando de 5.300 e 10.000 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$.

A BHAF apresenta uma área urbanizada e áreas agrícolas com produção de milho, soja e pêssego, pecuária, espaços destinados ao turismo e lazer e conta ainda com atividades de mineração, como extração de argila, areia e rochas.

### 3.2.2. Delimitação da bacia hidrográfica

A BHAF foi delimitada com base no modelo digital de elevação (MDE) SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission), com resolução espacial de 30m disponibilizado gratuitamente pelo Earth Explorer (https://earthexplorer.usgs.gov/) e uso do software SPRING 5.3, desenvolvido por Câmara et al. (1996), para processamento dos dados. A partir do MDE foi possível gerar os produtos de fluxo acumulado e direção de fluxo e, por meio de uma interpretação visual dos resultados, foi delimitada a bacia hidrográfica do arroio Fragata. A nomenclatura da BHAF e ajustes para delimitação visual contaram com suporte da base de dados vetoriais contínuos do estado do Rio Grande do Sul organizada por Hasenack & Weber (2010), utilizando dados do sistema viário, hidrografia e pontos cotados. As imagens do LandSat8/OLI foram base para fotointerpretação dos cursos d'água de modo a interpretar melhor as intersecções hídricas.

### 3.2.3. Classes de solos

As classes de solos (Figura 2) para a BHAF são resultantes dos mapeamentos de solos dos municípios de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, em escalas de 1:50.000, 1:50.000 e 1:100.000, elaborados por Cunha & Silveira (1996a), Cunha et al. (1996) e Cunha & Silveira (1996b), respectivamente.

A partir dos mapas digitais de solos foi realizado o georreferenciamento, vetorização, classificação e edição das classes de solos e, posteriormente, a adequação ao novo sistema de classificação dos solos (Santos et al., 2014) dentro do

ambiente SIG. Foram classificadas 10 classes de solos, conforme apresentado na Tabela 1:

Tabela 1 - Classes de solo presentes na bacia hidrográfica do arroio Fragata e suas abrangências absolutas e relativas.

| Classe de solo | Descrição | Área | |
|---|---|---|---|
| | | Absoluta ($Km^2$) | Relativa (%) |
| PBACd | Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico | 24,45 | 10,85 |
| RRd | Neossolo Regolítico Distrófico | 1,43 | 0,63 |
| PVAd | Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico | 7,96 | 3,53 |
| SXe | Planossolo Háplico Eutrófico | 71,07 | 31,54 |
| GMve | Gleissolo Melânico Ta Eutrófico | 11,26 | 5,16 |
| ESKo | Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos | 9,77 | 4,34 |
| PBACd + RRd + RRe | Associação entre Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico, Neossolo Regolítico Distrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico | 25,88 | 11,49 |
| RRd + PBACd | Associação entre Neossolo Regolítico Distrófico e Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico | 5,50 | 2,44 |
| PVAd + PVAe | Associação entre Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico | 53,94 | 23,94 |
| GMve + OX | Associação entre Gleissolo Melânico Ta Eutrófico e Organossolo Háplico | 13,67 | 6,07 |
| Total | | 225,30 | 100,00 |

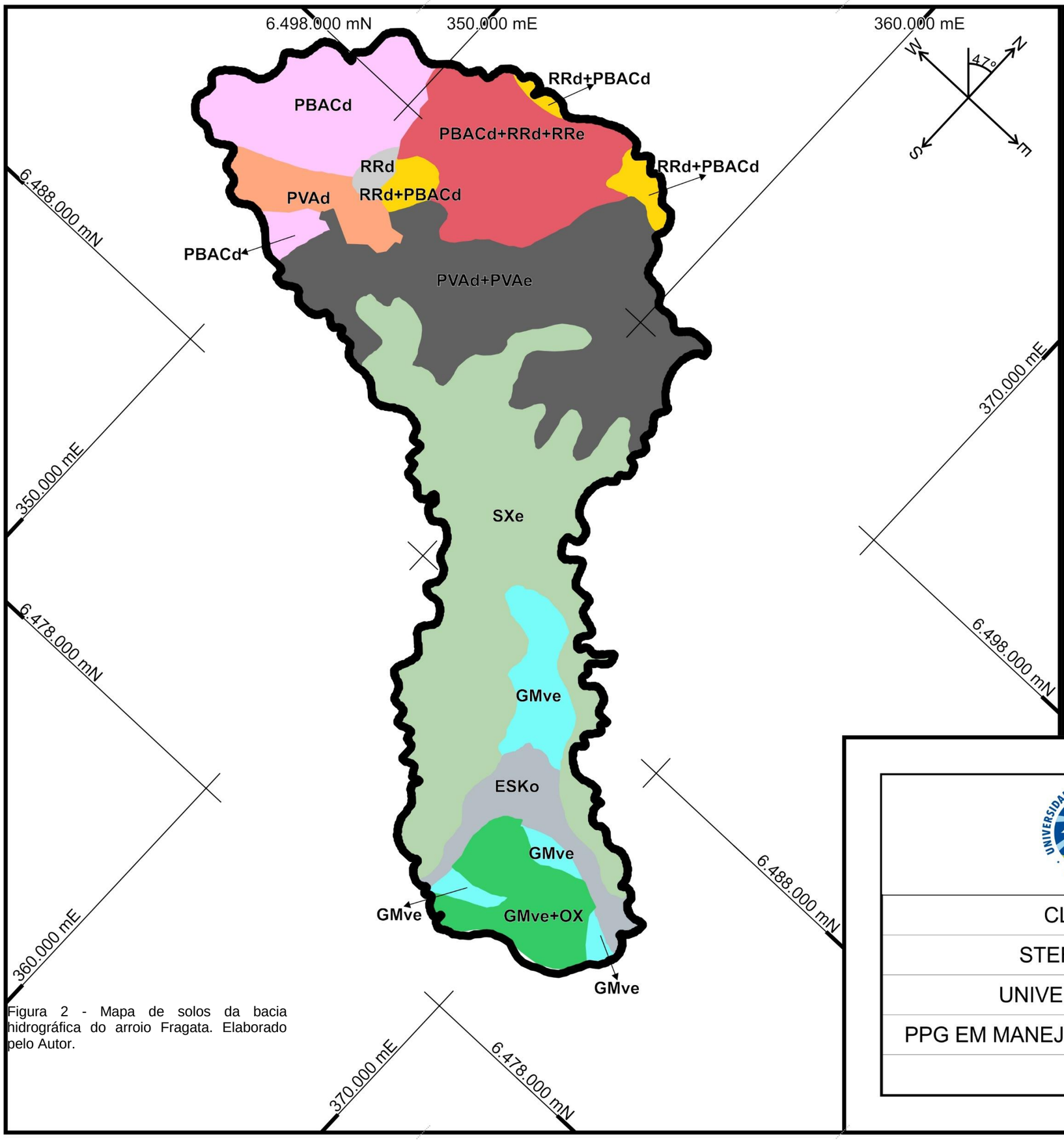



Figura 2 - Mapa de solos da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

- PBACd - Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico
- PBACd+RRd+RRe - Ass. de Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico, Neossolo Regolítico Distrófico e Eutrófico
- RRd - Neossolo Regolítico Distrófico
- RRd+PBACd - Ass. de Neossolo Regolítico Distrófico e Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico
- PVAd - Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico
- PVAd+PVAe - Ass. de Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico
- SXe - Planossolo Háplico Eutrófico
- GMve - Gleissolo Melânico Ta Eutrófico
- ESKo - Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos
- GMve+OX - Ass. de Gleissolo Melânico Ta Eutrófico e Organossolo Háplico

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS · RS-BRASIL

PPG MACSA

CLASSES DE SOLOS DA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

### 3.2.4. Imagens de sensores remotos

Os sensores remotos foram utilizados para fornecer imagens digitais para classificação do uso do solo em uma determinada época do ano. A variação temporal das imagens foi utilizada para alterar a forma como a RUSLE é geralmente trabalhada, considerando que a erosão sofre alterações quantitativas conforme determinada época do ano. Logo, as imagens orbitais adicionam um caráter temporal às análises de dados.

O sensor utilizado foi o OLI a bordo do satélite LandSat8, com resolução espacial de 30m e temporal de 16 dias. As bandas utilizadas foram: banda 2 (451-512nm), banda 3 (533-590nm), banda 4 (636-673nm), banda 5 (851-879nm), banda 6 (1.570-1.650nm), banda 7 (2.110-2.290) e a banda 8 pancromática (503-676nm), que conta com uma resolução espacial de 15m. As composições utilizadas para classificação foram: cor natural (4, 3, 2), infravermelho (5, 4, 3) e composições de falsa cor com as bandas (6, 4, 3), (7, 6, 4) e (7, 5, 3).

Foram adquiridas quatro imagens referentes às datas de 28/02/2016, 22/08/2016, 12/12/2016 e 25/05/2017. As datas das imagens foram selecionadas conforme a disponibilidade das mesmas e de maneira que representassem a sazonalidade das precipitações pluviométricas, assim como as variações no uso agrícola do solo ao longo do ano na região.

### 3.2.5. Equação universal de perdas de solo revisada (RUSLE)

O modelo usado para estimar as perdas de solo foi a RUSLE (RENARD et al., 1997; RENARD et al., 2011), o qual mantém a mesma estrutura da USLE, porém possibilita a informatização dos dados, incorpora conceitos de fluxo acumulado, determinação da cobertura do solo por meio de sensoriamento remoto e novos métodos de análise granulométrica, podendo ser utilizada em áreas de maior representatividade, como bacias hidrográficas.

A estrutura da RUSLE é apresentada a seguir:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Onde:

A = perda de solo calculada por unidade de área ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$);

R = índice de erosividade ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$);

K = fator de erodibilidade do solo: intensidade de erosão por unidade de área de índice de erosão da chuva, para um solo específico que é mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as intervenções culturais normais, em uma declividade de 9% e comprimento de rampa de 22,1m ($Mg \cdot ha\ h\ MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$);
L = fator comprimento de declive: relação de perdas de solo entre um comprimento de declive qualquer e um de 22,1m para as mesmas condições e grau de declive (adimensional);
S = fator grau de declive: relação de perdas de solo entre um declive qualquer e uma declividade de 9% para as mesmas condições (adimensional);
C = fator de uso e manejo: relação entre perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto, isto é, nas mesmas condições que o fator K é avaliado (adimensional);
P = fator prática conservacionista: relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se cultiva morro abaixo (adimensional).

### 3.2.6. Fator R – Erosividade da chuva

Os dados de erosividade da chuva utilizados no presente trabalho são frutos da pesquisa de Santos (2013), que espacializou os dados provenientes da desagregação de chuva diária para o lado brasileiro da bacia da lagoa Mirim a partir da leitura dos dados de pluviogramas a fim de identificar e analisar as chuvas erosivas para utilização da metodologia de desagregação de chuva de Silveira (2000). O produto utilizado é descrito como a média anual de erosividade da chuva obtida pela desagregação da chuva e o valor médio de cada mês que compõe o ano.

Lago (2000) analisou a erosividade das chuvas para a metade sul do Rio Grande do Sul no período de 1961 a 1998 para a estação meteorológica de Pelotas. Constatou então que o município de Pelotas possui um índice médio anual de erosividade de 4918,9 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$, com alta variabilidade entre os anos analisados. Ao avaliar os índices médios anuais de erosividade em Pelotas Lago (2000), verificou que fevereiro se destaca por possuir maior erosividade média dentre os meses, e alerta para o primeiro trimestre do ano como período com elevado potencial para desenvolvimento do processo erosivo.

A partir da espacialização e da resolução temporal que os dados utilizados de Santos (2013) possuem foi possível agregar os dados de erosividade de determinadas épocas com as imagens de sensoriamento remoto, com a finalidade de relacionar a erosividade da chuva com o uso do solo que se encontrava naquele determinado período.

### 3.2.7. Fator K – Erodibilidade do solo

Os dados do fator K foram obtidos por meio de referências bibliográficas e por equações empíricas de estimativa, considerando os mapas de solos dos municípios de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, elaborados por Cunha & Silveira (1996a), Cunha et al. (1996) e Cunha & Silveira (1996b), respectivamente. Os dados foram manipulados em ambiente SIG, para realização do georreferenciamento, vetorização, classificação, edição e elaboração das medidas das classes.

Para representar a erodibilidade do solo foi realizada uma pesquisa bibliográfica, visando obter valores para as classes de solo mais representativas da BHAF. Em classes que representavam associações de solos, foram utilizados os valores das médias aritméticas entre as classes que compõe a associação. Com base nos dados físicos e químicos dos perfis modais dos solos descritos nos mapeamentos de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, foi estimado o fator K para cada classe de solo presente na bacia.

O cálculo foi realizado seguindo as metodologias de Denardin (1990) e de Wischmeier et al. (1971). A classificação de solos dos perfis foi atualizada conforme Santos et al. (2014).

A erodibilidade foi classificada de acordo com Mannigel et al. (2002): extremamente alta, para o K maior que 0,060 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$; muito alta, para K entre 0,045 e 0,060 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$; alta, para K entre 0,030 e 0,045 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$; média, para K entre 0,015 e 0,030 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$; baixa, para K entre 0,009 e 0,015 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$; e muito baixa, para K menor do que 0,009 Mg h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$.

Conforme a metodologia de Denardin (1990), foram utilizados dois modelos de estimativa do fator de erodibilidade: um com dados de solos do Brasil (Equação 2) e outro com dados de solos dos Estados Unidos da América somados aos dados dos solos do Brasil (Equação 3).

$$K = 0{,}00608397(P1) + 0{,}00834285(P2) - 0{,}00116162(P3) - 0{,}00037756(P4) \quad (2)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

P1 = permeabilidade do perfil, conforme codificação de Wischmeier et al. (1971) apresentada na Tabela 2;

P2 = teor de matéria orgânica (%);

P3 = teor de óxido de alumínio extraível por ácido sulfúrico, (%);

P4 = teor de partículas com diâmetro entre 2,0mm e 0,5mm determinados pelo método da pipeta e expressos (%).

$$K = 0{,}00000748(X1) + 0{,}00448059(X2) - 0{,}06311750(X3) + 0{,}01039567(X4) \quad (3)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

X1 = representa a variável calculada a partir da equação 4;

$$X1 = \{[(Silte + Areia\ muito\ fina) + (Areia\ fina + Areia\ média + Areia\ grossa + Areia\ muito\ grossa)] \times (Silte + Areia\ muito\ fina)\} \quad (4)$$

X2 = permeabilidade do perfil do solo, conforme Wischmeir et al. (1971) apresentada na Tabela 2;

X3 = diâmetro médio ponderado das partículas <2,0mm, (mm) calculado a partir da equação 5

$$\mathrm{DMP} = \left\{ \frac{\left[ \begin{array}{c} (\text{Areia muito grossa} \times 1{,}5)(\text{Areia grossa} \times 0{,}75)(\text{Areia média} \times 0{,}375) \\ (\text{Areia fina} \times 0{,}175)(\text{Areia muito fina} \times 0{,}075)(\text{Silte} \times 0{,}026)(\text{Argila} \times 0{,}002) \end{array} \right]}{100} \right\} \quad (5)$$

X4 = relação entre o teor de matéria orgânica e as partículas entre 2,0mm e 0,1mm.

Na metodologia de Wischmeier et al. (1971) (Equação 6) são utilizados parâmetros como, teor de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade.

$$K = 1{,}451 \times 10^{-10} \cdot (120 - MO) \cdot M^{1{,}14} + 0{,}0043(S1) + 0{,}0033(P) \quad (6)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

MO = teor de matéria orgânica ($g \cdot kg^{-1}$)

M = soma dos teores de areia muito fina ($g \cdot kg^{-1}$) e silte ($g \cdot kg^{-1}$) divididos por 1.000, menos o teor de argila ($g \cdot kg^{-1}$);

S1 = estrutura do solo conforme codificação por Wischemeier et al. (1971) apresentada na Tabela 2;

P = permeabilidade do solo conforme codificação por Wischemeier et al. (1971) apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação da estrutura e permeabilidade do solo codificada por Wischmeier (1971).

| **Estrutura do solo (S1)** | **Classe estrutural** | **Permeabilidade do solo (P)** | **Classe textural** |
|---|---|---|---|
| 1 | Muito pequena granular | 1 - Rápida | Areia |
| 2 | Fina granular | 2 - Moderadamente rápida | Areia franca |
| 3 | Média a grande granular | | Franco arenosa |
| 4 | Blocos | 3 – Moderada | Franco |
| | Laminar | | Franco siltoso |
| | Maciça | | Silte |
| | | 4 - Moderadamente lenta | Franco argilo arenoso |
| | | | Franco argiloso |
| | | 5 – Lenta | Franco argilo siltoso |
| | | | Argila arenosa |
| | | 6 - Muito lenta | Argila siltosa |
| | | | Argila |
| | | | Muito argilosa |

### 3.2.8. Fator LS – Comprimento e grau de declive

O comprimento e o grau de declive, fator L e S respectivamente, são trabalhados como fator topográfico, visto que, representa a influência do relevo na geração do escoamento superficial e seu deslocamento.

O fator L foi calculado conforme metodologia de Desmet & Govers (1996) (equação 7), que apresenta conceitos de contribuição de cada pixel e direção de fluxo para gerar um produto que represente as condições encontradas no ambiente real. O MDE base para elaboração do fator L foi a altimetria do SRTM com resolução espacial de 30m.

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in}+D^2)^{m1+1}-(A_{i,j-in})^{m1+1}}{[D^{m1+2}x_{i,j}{}^{m1}\ (22{,}13)^{m1}]} \quad (7)$$

Onde:

$L_{i,j}$= fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j);

$A_{i,j-in}$= área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m²);

D = tamanho da grade de células (m);

$x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo;

$m1$ = coeficiente que assume os valores: 0,5 se s ≥ 5%; 0,4 se s < 5% e ≥ 3%; 0,3 se s < 3% e ≥ 1%; e 0,2 se s < 1%, onde s é o grau de declive.

O fator S é o produto desenvolvido com base na declividade e foi elaborado com base no MDE (SRTM), com resolução espacial de 30m. O processamento desse dado ocorreu com as ferramentas disponíveis no SIG SPRING 5.3 para cálculo de declividade. Por fim, foi aplicada a equação 8, proposta por Wischmeier & Smith (1978):

$$S = [(0{,}00654 \times s^2) + (0{,}0456 \times s) + (0{,}065)] \quad (8)$$

Onde:

$S$= é o fator grau de declive (%);

$s$= é o grau de declive (%) obtido por meio da altimetria do MDE.

Posteriormente, foi realizada a classificação da declividade, conforme sugerido por Santos et al. (2014), para representação quantitativa e qualitativa nas seguintes classes: 0 a 3% - plano, 3 a 8% - suave ondulado, 8 a 20% ondulado, 20 a 45% forte ondulado, 45 a 75% - montanhoso e >75% - escarpado.

### 3.2.9. Fator C – Uso do solo e manejo da cobertura

A variação da cobertura do solo ao longo do tempo foi avaliada através de imagens do sensor remoto Landsat8/OLI. Por meio da classificação supervisionada foram determinadas classes de uso do solo que foram observadas em saídas a campo. As classes de uso do solo consideradas nas imagens foram: água, área urbana, agricultura, mata nativa, pastagem/campo e solo exposto.

Foram adquiridas 4 imagens, baseadas na disponibilidade e período da imagem, de modo a fornecer informações que contemplem as mudanças de uso do solo ao longo do ano, para estabelecer uma avaliação dinâmica no espaço e no tempo. O classificador utilizado foi o Maxver com limiar de aceitação de 100%.

Os dados referentes ao fator C foram obtidos através de pesquisas bibliográficas visando contemplar as classes de uso do solo estabelecidas. Para tal foi

desenvolvida uma base de dados sólida para fornecer os valores médios das classes de uso do solo encontradas na BHAF.

### 3.2.10. Fator P – Práticas conservacionistas

As práticas conservacionistas atuam de forma a mitigar as perdas de solo em uma determinada localidade. Dentro da RUSLE, o fator P assume valores entre 0 e 1, onde 1 representa a ausência de práticas conservacionistas. Foram utilizados valores de fator P igual a 1, considerando a ausência de práticas conservacionistas nas áreas agrícolas ou plantio morro abaixo. A partir disto são utilizados cenários que simulam a adoção de práticas conservacionistas em todas as áreas agrícolas, simulando plantio em contorno, alternância entre campinas + plantio em contorno e cordões de vegetação permanente, fator P de 0,5, 0,4 e 0,2 respectivamente (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014).

O presente estudo simulou diferentes cenários para representar a ausência de práticas e a presença de três práticas conservacionistas complementares: Plantio em contorno, alternância de campinas associado ao plantio em contorno e a implantação de cordões de vegetação permanente. Portanto, foram gerados três planos de informações onde as áreas agrícolas eram representadas com a implementação total destas práticas conservacionistas. Desta maneira, torna-se possível entender melhor as relações entre as perdas de solo e a implantação de práticas conservacionistas dentro da BHAF.

### 3.2.11. Perdas de solo

Para classificação das perdas de solo, foram adotadas as classes utilizadas por Batista et al. (2017) onde apresentam as seguintes intervalos: <1 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, entre 1 e 5 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, de 5 a 10 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 10 a 25 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 25 a 50 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 50 a 100 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ e >100 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$. A classificação das perdas de solo permite obter resultados qualitativos e associar aos dados quantitativos obtidos pela RUSLE, integrando os resultados de maneira clara.

Para das perdas de solo nos períodos agroclimáticos selecionados foram utilizados os fatores de uso e cobertura do solo associados à erosividade do período, enquanto os outros fatores se mantem constantes ao longo do ano. As perdas de solo do verão resultaram do produto da erosividade média do verão, o fator de

erodibilidade, o fator topográfico, o uso e manejo do solo para o período do verão obtido através da classificação de uma imagem representativa do período, este processo é análogo para os outros períodos analisados.

### 3.2.12. Tolerância de perda de solo

Os dados de tolerância à perda de solo utilizados no presente estudo foram obtidos com base em pesquisas bibliográficas, visando atender a todas as classes de solo presentes na BHAF. A avaliação qualitativa que a análise da tolerância de perda de solo fornece é de extrema importância, pois capacita a identificação de áreas críticas e indica áreas prioritárias para a instalação de planos de conservação e manejo do solo.

## 3.3. Resultados e Discussão

### 3.3.1. Fator R – Erosividade da Chuva

O valor médio anual do fator R (Figura 3) de 8214,7 MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$ representa uma erosividade acima da média encontrada por Lino (2010) para o estado do Rio Grande do Sul e acima dos valores encontrados por Lago (2000) para o município de Pelotas. As áreas com valor mais elevado situam-se na porção noroeste da BHAF, onde o grau de declividade (fator S) é mais acentuado.

Os valores de erosividade em períodos sazonais e média anual estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores mínimos, médios, máximos e amplitude da erosividade da chuva para as os quatro períodos analisados e média anual na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| Erosividade da Chuva (MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$) | Mínimo | Média | Mediana | Máximo | Amplitude |
|---|---|---|---|---|---|
| Verão | 2118,4 | 2209,7 | 2216,9 | 2324,4 | 206,1 |
| Outono | 1947,6 | 2130,6 | 2163,2 | 2290,3 | 342,7 |
| Inverno | 1721,7 | 1975,5 | 2015,0 | 2237,1 | 515,4 |
| Primavera | 1625,0 | 1904,0 | 1949,7 | 2186,2 | 561,2 |
| Média anual | 7418,5 | 8214,7 | 8334,6 | 9008,3 | |

Analisando a Tabela 3 pode-se observar que o período onde a erosividade é mais intensa é o verão, seguido pelo outono, inverno e primavera. O verão também possui a menor amplitude dentre os períodos analisados, o que caracteriza chuvas com capacidades erosivas homogêneas ao longo do período (1982 a 1998), este fator cresce à medida que se aproxima da primavera, onde há maior amplitude na erosividade, configurando chuvas com intensidades variadas.

A erosividade no Brasil, conforme Oliveira et al. (2012), segue um padrão de valores mais significativos nos períodos da primavera e verão, associados ao clima tropical do Brasil. Contudo, o clima regional do RS é caracterizado com subtropical, resultado em períodos de erosividade mais significativos no verão e outono, onde ocorrem dias sucessivos com temperaturas anômalas para a época.

6.498.000 mN

350.000 mE

360.000 mE

6.488.000 mN

350.000 mE

370.000 mE

6.478.000 mN

6.498.000 mN

360.000 mE

6.488.000 mN

370.000 mE

6.478.000 mN

W

N

S

E

47°

# Legenda

Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata

7418,51 — 9008,29

MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$

**Escalas**

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

Figura 3 - Mapa da erosividade média anual da chuva na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

EROSIVIDADE MÉDIA ANUAL DA CHUVA NA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

Essa sazonalidade da erosividade proporciona períodos mais homogêneos como o verão, onde as chuvas têm caráter convectivo, com alto volume de precipitação em um curto período, ocasionando maior intensidade e, consequentemente, maiores perdas de solo e água por escoamento superficial. Na primavera, as chuvas têm duração maior, distribuindo o volume precipitado ao longo de um período maior, resultando em menor intensidade.

Esses resultados corroboram com os encontrados por Trindade et al. (2016), os quais avaliaram índices de erosividade para o Brasil e encontraram valores de aproximadamente 8000 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$ de erosividade para a bacia hidrográfica do Atlântico-trecho Sudeste. Quanto a espacialização deste fator, a erosividade está associada à altitude, áreas mais altas da BHAF possuem erosividade maior.

### 3.3.2. Fator K – Erodibilidade do solo

Os valores de erodibilidade adquiridos através de pesquisa bibliográfica (Figura 4) variaram entre 0,0133 e 0,052 em $Mg \cdot ha\ h\ MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot h$ (Tabela 4), sendo o menor valor referente à classe de Espodossolos (ESKo) que demonstrou grande resistência aos processos erosivos. O Neossolo Regolítico (RRd) apresentou o maior valor de erodibilidade pois é um solo raso, pobre em matéria orgânica quando comparado aos outros tipos de solos e é observado em encostas íngremes que aumentam as condições do fator LS.

Os valores do fator K estimados (Tabela 4) pela metodologia de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990), foram calculados com base no perfil principal utilizado para classificação da classe de solo. Desse modo, em áreas que contemplam associações de solo, a erodibilidade foi calculada com base no perfil representado pela primeira classe de solo da associação.

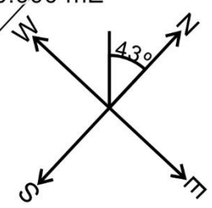
A partir dos valores calculados pela metodologia de Denardin (1990) com solos do Brasil e EUA, foram obtidos valores medianos que acompanharam a variação nas classes de solos, resultando em Gleissolos com maiores valores de erodibilidade seguido pelos Argissolos, Neossolo, Planossolos e Espodossolos. Os dados utilizados nesta metodologia propiciam um comportamento mais consistente com os solos utilizados na BHAF, visto que as características granulométricas se assemelham aos solos americanos, mais representativos neste modelo. A heterogeneidade criada pela adição dos solos americanos ao modelo propicia que melhores condições para que

os solos da BHAF sejam compreendidos e, consequentemente, tornam a estimativa da erodibilidade mais próxima às condições encontradas nestes solos.

Através da metodologia de Denardin (1990), utilizando apenas solos do Brasil, houve um acréscimo nos valores de erodibilidade em relação ao modelo com solos do BR+EUA para os solos analisados, exceto o Planossolo. Este acréscimo é explicado pela variável introduzida para expressar o comportamento dos solos tropicais brasileiros frente ao processo erosivo, ou seja, a soma da areia muito grossa e areia grossa (P4). Esses parâmetros, no entanto, pouco representam a granulometria dos solos presentes na BHAF, pois as amostras utilizadas para elaborar o modelo apresentam valor médio de 15,1% enquanto as amostras da BHAF possuem valor médio de 29,9%.

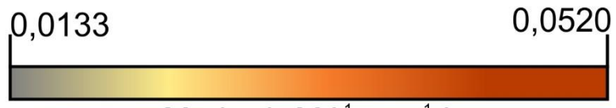
Ressalta-se ainda que o Espodossolo apresentou permeabilidade moderadamente rápida e teores de areia muito grossa e arei grossa que resultaram valores de erodibilidade próximos à 0 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h, demonstrando que estas características extrapolam as condições do modelo para estimar a erodibilidade para solos com estes aspectos. De maneira análoga, o Gleissolo sofre com uma superestimativa na erodibilidade devido ao alto teor de matéria orgânica associada a uma permeabilidade muito lenta.

6.498.000 mN
350.000 mE
360.000 mE
6.488.000 mN
350.000 mE
370.000 mE
6.478.000 mN
6.498.000 mN
360.000 mE
6.488.000 mN
370.000 mE
6.478.000 mN




# Legenda

Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata




**Escalas**

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

Figura 4 - Mapa da erodibilidade na bacia hidrográfica do arroio Fragata com base em dados de bibliografia. Elaborado pelo Autor.

ERODIBILIDADE COM DADOS DE BIBLIOGRAFIA NA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

Os modelos de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990), com solos do BR+EUA, apresentaram dados semelhantes, principalmente em solos que apresentam textura mais argilosa ou siltosa, como nos Argissolos, Planossolos e Gleissolos. Porém no caso dos Neossolos há uma subestimativa dos valores de erodibilidade, visto que os Neossolos são menos representativos nos solos característicos dos Estados Unidos, assim como os utilizados por Denardin (1990), ficando, portanto, fora dos parâmetros inseridos no modelo, e consequentemente impossibilitando uma acurácia nos resultados estimados para esta classe de solo.

Tabela 4 - Valores de erodibilidade adquidos por pesquisa bibliográfica e conforme metodologias de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990).

| Solo | K de Bibliografia (Mg·ha h MJ$^{-1}$ ·mm$^{-1}$·h) | K Wischmeier et al. (1971) (Mg·ha h MJ$^{-1}$ ·mm$^{-1}$·h) | K Denardin (1990) BR (Mg·ha h MJ$^{-1}$·mm$^{-1}$·h) | K Denardin (1990) BR+EUA (Mg·ha h MJ$^{-1}$ ·mm$^{-1}$·h) | C.V. Modelos |
|---|---|---|---|---|---|
| **PBACd**[1] | 0,0180$^{(est)}$ | 0,0200 | 0,0351 | 0,0254 | 31,07% |
| **PVAd**[2] | 0,0295$^{(obs+est)}$ | 0,0220 | 0,0301 | 0,0216 | 17,94% |
| **RRd**[3] | 0,0520$^{(est)}$ | 0,0067 | 0,0357 | 0,0199 | 68,61% |
| **PVAd+PVAe**[4] | 0,0287$^{(obs+est)}$ | 0,0220 | 0,0301 | 0,0230 | 15,59% |
| **SXe**[5] | 0,0264$^{(est)}$ | 0,0286 | 0,0142 | 0,0199 | 29,31% |
| **GMve**[6] | 0,0216$^{(est)}$ | 0,0220 | 0,0818 | 0,0464 | 66,07% |
| **ESKo**[7] | 0,0133$^{(est)}$ | 0,0025 | 0,0000 | 0,0000 | 160,60% |
| **GMve+OX**[8] | 0,0250$^{(est)}$ | 0,0220 | 0,0818 | 0,0464 | 62,93% |
| **RRd + PBACd**[9] | 0,0350$^{(est)}$ | 0,0067 | 0,0357 | 0,0199 | 56,84% |
| **PBACd + RRd + RRe**[10] | 0,0407$^{(est)}$ | 0,0200 | 0,0351 | 0,0254 | 30,80% |
| **C.V. Solos** | 38,91% | 50,19% | 68,02% | 54,36% | |

[1]Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico (PCBAP, 1997); [2]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (RESCK et al., 1981; DEMARCHI, 2012); [3]Neossolo Regolítico Distrófico (PCBAP, 1997; SILVA et al., 2009); [4]Associação entre Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (RODRIGUES do Ó, 1986; SILVA et al., 1986; CARVALHO et al., 1989 CAMPOS et al., 1992; SILVA, 1994; MARQUES, 1996; MANNIGEL et al., 2002); [5]Planossolo Háplico Eutrófico (MANNIGEL, et al., 2002; SANTOS, 2008); [6]Gleissolo Melânico Ta Eutrófico (BLOISE et al., 2001); [7]Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos (MACEDO et al., 2010); [8]Associação entre Gleissolo Melânico Ta Eutrófico e Organossolo Háplico (LINO, 2010); [9]Neossolo Regolítico Distrófico e Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico (PCBAP, 1997; SILVA et al., 2009); [10]Associação entre Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico e Neossolo Regolítico Distrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico (PCBAP, 1997; RUTHES et al., (2012). $^{(obs)}$ Valor obtido por meio de observações diretas. $^{(est)}$ Valor obtido por meio de estimativas indiretas. $^{(obs+est)}$ Valor médio entre valores obtidos por meio de observações diretas e estimativas indiretas.

O coeficiente de variação entre modelos para os mesmos solos apresentou resultados que vão desde 15,59% para o Argissolo Vermelho Amarelo até 160,07% para o Espodossolo. Estas variações estão associadas aos fatores utilizados pelos

modelos para interpretar as variáveis de cada tipo de solo, atribuindo assim, diferentes valores de erodibilidade para o mesmo tipo de solo independente do modelo utilizado. A variação no Espodossolo está relacionada aos valores próximos a 0 obtidos pelos modelos de Denardin (1990) que subestimam a erodibilidade para este perfil de solo utilizado, por sua vez, os valores de erodibilidade do Argissolo Vermelho Amarelo variaram apenas 17,94% em relação aos modelos e dados de bibliografia apresentados.

Conforme a classificação de Mannigel et al. (2002), a classe de erodibilidade extremamente alta é representada somente pelo Gleissolo Melânico Ta Eutrófico, quando estimado pelo método de Denardin (1990) para solos do Brasil. Estes valores podem ser explicados com base no alto índice da variável P2 que representa a matéria orgânica. Esta variável é responsável por aproximadamente 84% da variação neste modelo (DENARDIN, 1990), assim como os perfis de Gleissolo apresentaram um valor médio de matéria orgânica 600% mais altos que a média dos solos analisadas por Denardin (1990), associadas à uma permeabilidade muito lenta e acumulo de partículas de 2 a 0,5 mm de 0,4%, valor 37 vezes menor que o valor médio encontrado por Denardin (1990) .

Na classe de erodibilidade muito alta encontram-se os Neossolos Regolíticos Distróficos estimados com metodologia de Denardin (1990) para solos do Brasil e Estados Unidos. Neste modelo, o que influencia aproximadamente 85% da variação é a variável X1, que representa os parâmetros granulométricos do solo (silte e frações de areia), neste caso, X1 é aproximadamente 50% menor do que a média dos outros solos, visto que Neossolos são, por características, solos que apresentam variáveis das frações de areia e silte mais expressivas corroborando com valores encontrados por Farinasso et al. (2006).

De maneira geral a classificação da erodibilidade estimada pela metodologia de Mannigel et al. (2002) para os modelos de Denardin (1990), Wischmeier et al. (1971) e informações de pesquisas bibliográficas identificou que 5% dos valores encontrados referem-se a classe extremamente alto ($K \geq 0{,}060$ Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h), sendo representados pelo Gleissolos estimados pela metodologia de Denardin (1990) para solos do Brasil; as erodibilidades muito altas ( $0{,}045 \geq K < 0{,}060$ Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h) são associadas ao Neossolo Regolítico proveniente das pesquisas bibliográficas e do Gleissolo estimado pela metodologia de Denardin (1990) para solos

do Brasil e EUA e equivalem 7,5%; para classificação alta ( 0,030 ≥ K < 0,045 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h) tem-se 20% dos valores obtidos, sendo representados no modelo de Denardin (1990) pelos Argissolos e Neossolos e pelos dados de pesquisa bibliográfica nos Neossolos Regolíticos em associações com Argissolos; a classe média (0,015 ≥ K < 0,030 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h) obteve maior representatividade com 50% dos dados; a classe de erodibilidade baixa (0,090 ≥ K < 0,015 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h) é observada em apenas 5% dos valores obtidos, representados pelo Planossolo estimado a partir do modelo de Denardin (1990) para solos do Brasil e o Espodossolo com valor estimado pela bibliografia; muito baixa (K < 0,090 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h) representa 12,5% dos valores de erodibilidade, englobando os Espodossolos que pelas metodologias de Denardin (1990) aproximaram suas estimativas de 0 Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·h e pelo Neossolo quando estimado com o modelo de Wischmeier et al. (1971).

### 3.3.3. Fator LS – Comprimento e grau de declive

O comprimento e o grau de declive das encostas são determinantes para o processo de erosão hídrica. O modelo digital de elevação foi usado para elaboração da declividade (Figura 5), posteriormente foram gerados os mapas de fluxo acumulado, de direção do fluxo e demais parâmetros necessários.

A declividade da BHAF é caracterizada pela presença de aproximadamente 61% de sua extensão sobre relevo plano e suave ondulado (0 a 8 % de declividade) (Tabela 5). Essas áreas situam-se na parte baixa da bacia, onde há pouca movimentação no relevo. Quanto aos declives entre 8 e 45%, estes estão localizados na parte alta da bacia, contribuindo para um relevo mais movimentado e com declives mais acentuados.

Tabela 5 - Abrangência das classes de declividade proposta por Santos et al. (2014) da bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| **Classe de declividade (%)** | **Área** | |
|---|---|---|
| | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** |
| 0 a 3 - Plano | 54,49 | 24,19% |
| 3 a 8 - Suave ondulado | 83,31 | 36,98% |
| 8 a 20 - Ondulado | 47,16 | 20,93% |
| 20 a 45 - Forte ondulado | 10,67 | 4,73% |
| 45 a 75 - Montanhoso | 0,03 | 0,01% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** |

Embora haja uma representatividade mediana de relevos ondulados (34,08%), Silva (2010) alerta que estes podem ser suficientes para desencadear processos erosivos e, consequentemente, evoluir caso não haja a devida conservação do solo no local. Para determinação do fator S foi empregada a metodologia de Wischmeier & Smith (1978), na qual há uma relação entre a declividade e o grau de declive descrita na equação 8.

Quanto ao fator L, a metodologia de Desmet & Govers (1996) tornou possível analisar áreas com comprimento de rampa disforme. Ao seccionar a rampa com esta metodologia foi possível obter informações em uma escala que permitiu maior representatividade para as áreas com relevos heterogêneos, e com isso, fornecer uma confiabilidade maior aos dados de perdas de solo por erosão hídrica resultantes. O fator L trabalhado com as encostas seccionadas possibilita melhor representação dos declives que a enxurrada irá percorrer, tornando a modelagem em função dessa força mais coerente, ao não considerar o comprimento de rampa como algo uniforme no espaço.

Conforme Minella et al. (2010), ao comparar metodologias de representação espacial para o fator LS, perceberam que a metodologia de Desmet & Govers (1994) apresenta índices maiores em relação a metodologia de Moore & Burch (1986), pois o fluxo acumulado contribui significativamente para o aumento dos valores apresentados a montante da drenagem.

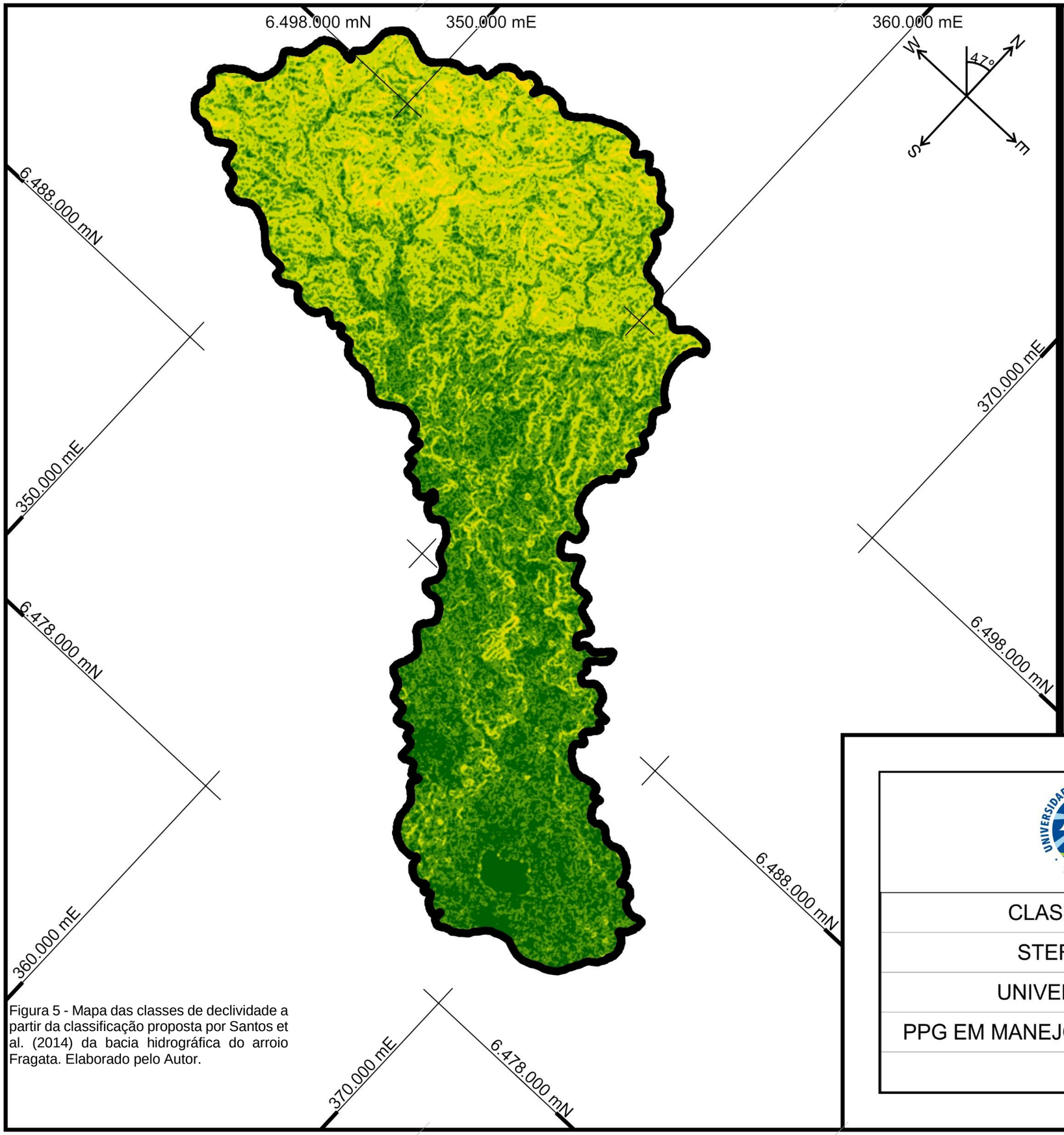



Figura 5 - Mapa das classes de declividade a partir da classificação proposta por Santos et al. (2014) da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

- 0 a 3% - Plano
- 3 a 8% - Suave Ondulado
- 8 a 20% - Ondulado
- 20 a 45% - Forte Ondulado
- 45 a 75% - Montanhoso
- >75% - Escarpado

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS · RS-BRASIL ·

PPG MACSA

CLASSES DE DECLIVIDADE DA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

Os valores de LS variaram entre 0,027 e 32,99, porém como se observa na Figura 6, a representatividade de valores maiores do que 1 é mínima, visto que mais de 80% da BHAF contempla o fator LS entre 0 e 1. Contudo ao analisar a distribuição espacial destes dados, fica evidente que os maiores valores do fator topográfico se encontram nas áreas altas da BHAF, e consequentemente estão associadas a solos mais rasos e erosividade maior. O fator LS da bacia hidrográfica do arroio Fragata (Figura 7) foi gerado através do produto do fator L com o fator S e classificado conforme classes utilizadas por Batista et al. (2017) .

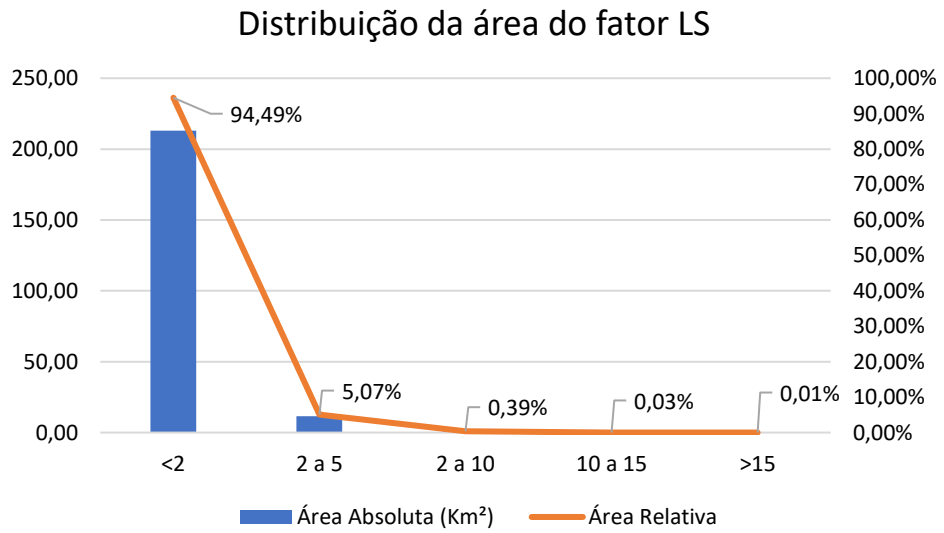



Figura 6 - Distribuição da área do fator LS na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

Markose & Jayappa (2016) relatam que ao estimar as perdas de solo para a bacia hidrográfica do rio Kali na Índia, utilizando a RUSLE, o fator topográfico desempenhou papel significativo nas perdas de solo. No estudo dos autores, a variação do fator LS foi de 0 a 103 e a distribuição destes valores ocorreu de maneira similar, concentrando os valores menores nas partes de várzea, acompanhando o fluxo natural dos corpos d'água, e os valores maiores nas regiões mais montanhosas. Entretanto, ressalta-se que a resolução espacial utilizada pelos autores foi de 90m, o que pode diluir a precisão do modelo ao avaliar a declividade e o comprimentos das encostas.

Dessa maneira, a utilização de um MDE com 30m, associado a um modelo capaz de modelar as conformidades do relevo e fazer uso de todo potencial da

resolução espacial disponível é de extrema importância para a qualidade do dado topográfico gerado.

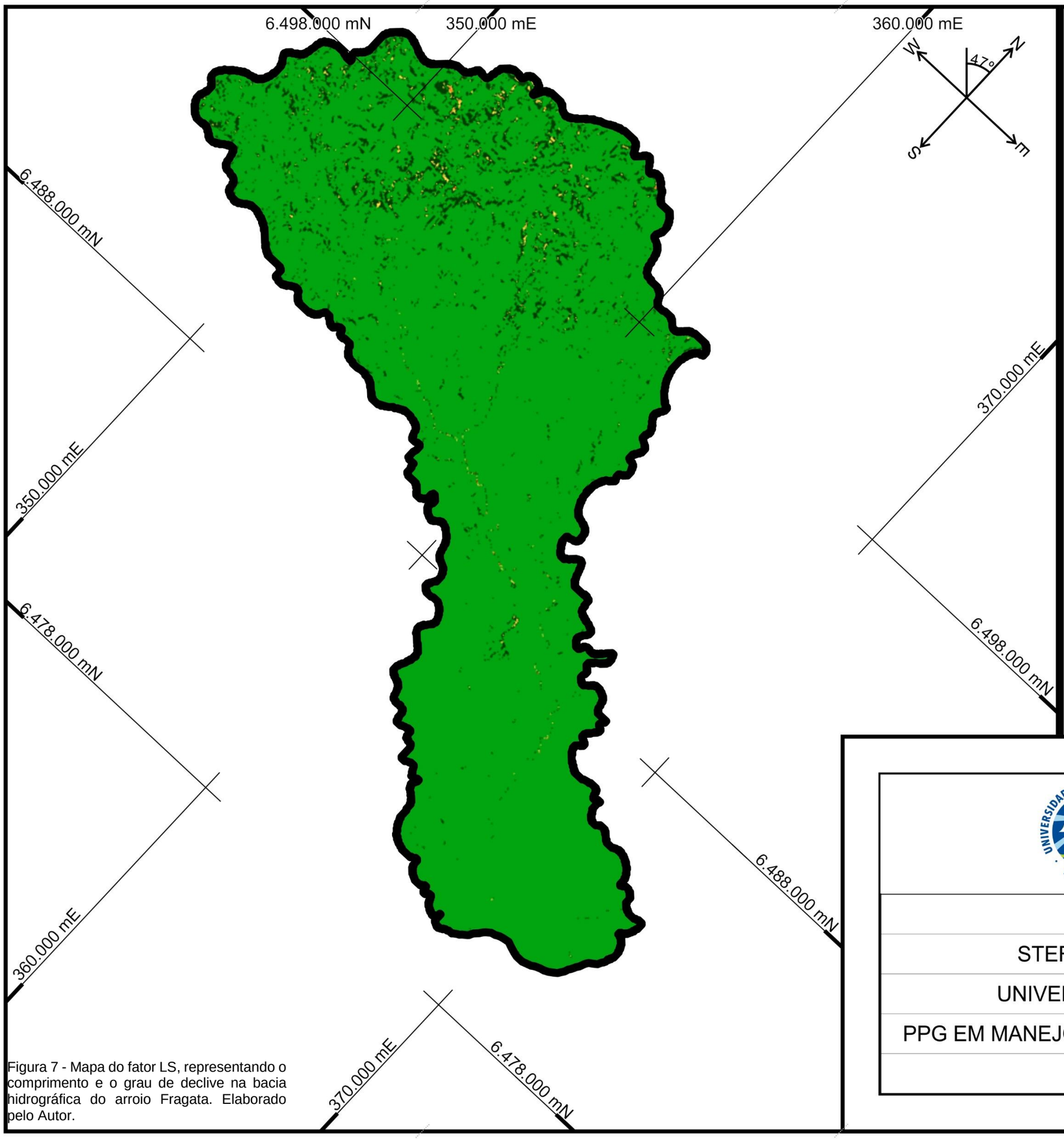



Figura 7 - Mapa do fator LS, representando o comprimento e o grau de declive na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata

0 a 2

2 a 5

5 a 10

10 a 15

>15

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

FATOR LS DA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

### 3.3.4. Fator C – Uso do solo e manejo da cobertura

A cobertura do solo adquirida através das imagens de satélite Landsat8/OLI, em diferentes épocas ao longo do ano, possibilitou o entendimento da dinâmica que ocorre na BHAF. Deste modo foi possível entender como se distribui temporalmente a cobertura do solo e entender as áreas e épocas que estejam sendo prejudiciais para a conservação do solo e da água. A classificação das 4 imagens referentes às épocas do ano associadas ao zoneamento agrícola da região resultou em dados que foram utilizados para gerar o fator C médio anual (Figura 8), com base na média do fator C de cada período.

As classes mapeadas foram: água, área urbana, área industrial, agricultura, solo exposto, pastagem e mata nativa. A partir da definição das classes e da classificação das mesmas em todos os períodos analisados, obteve-se o fator C com base em pesquisas bibliográficas (Tabela 6). O uso de diferentes valores referentes as classes de uso do solo são necessárias para que sejam contempladas as condições reais da paisagem, fornecendo parâmetros de diferentes tipos de cobertura do solo.

6.498.000 mN

350.000 mE

360.000 mE

6.488.000 mN

350.000 mE

370.000 mE

6.478.000 mN

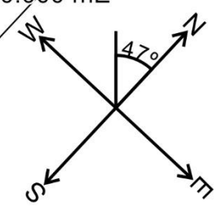
6.498.000 mN

360.000 mE

6.488.000 mN

370.000 mE

6.478.000 mN




# Legenda

Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata

0 — 1

Mg·ha·h·MJ$^{-1}$·mm$^{-1}$·h

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

Figura 8 - Mapa do fator C médio anual na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

| |
|---|
| FATOR DE USO E MANEJO DO SOLO DA BHAF |
| STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL |
| UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS |
| PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA |
| PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018 |

Tabela 6 - Classes de uso do solo e fator C utilizado na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| Classe de uso do solo | Fator C | Referência | Fator C médio |
|---|---|---|---|
| Água | 0,0000 | Bertoni & Lombardi Neto, (2014) | 0,0000 |
| Mata Nativa/Silvicultura | 0,0010<br>0,0004<br>0,0004<br>0,0001 | Graça et al. (2015)<br>Silva et al. (2010)<br>Demarchi (2012)<br>Lino (2010) | 0,0005 |
| Campo | 0,0100<br>0,0050<br>0,0200<br>0,0070<br>0,0143<br>0,0010<br>0,0500<br>0,0100 | Silva et al. (2010)<br>Silva et al. (2010)<br>Macedo et al. (2012)<br>Galdino (2013)<br>Galdino (2013)<br>Silva et al. (2010)<br>Silva et al. (2010)<br>Graça et al. (2015) | 0,01466 |
| Agricultura | 0,0648 | Didoné (2013) | 0,0649 |
| Solo Exposto | 1,0000 | Macedo et al. (2012) | 1,0000 |
| Área urbana | 0,0000 | | 0,0000 |
| Área Industrial | 0,0000 | | 0,0000 |

A avaliação sazonal se mostrou eficiente, pois possibilitou modelar a variação que diferentes épocas fornecem na cobertura do solo. Dessa forma, as perdas de solo adquirem um caráter dinâmico, acompanhando a variação que há na cobertura do solo ao longo do ano.

Na Tabela 7 estão descritas as áreas representativas das classes de uso do solo mapeadas conforme cada época analisada ficando clara a variação que ocorre ao longo do ano com a cobertura do solo.

.

Tabela 7 - Áreas representativas das classes de uso dos solos descritas, por período na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| Classe de uso do solo | Período | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Verão (28/02/2016) | | Inverno (22/08/2016) | |
| | Área | | Área | |
| | Absoluta (Km²) | Relativa (%) | Absoluta (Km²) | Relativa (%) |
| **Água** | 2,73 | 1,21% | 2,76 | 1,23% |
| **Área urbana** | 9,49 | 4,21% | 9,54 | 4,23% |
| **Área industrial** | 0,41 | 0,18% | 0,41 | 0,18% |
| **Agricultura** | 20,69 | 9,18% | 21,36 | 9,48% |
| **Mata Nativa/Silvicultura** | 57,65 | 25,59% | 60,33 | 26,78% |
| **Campo** | 103,85 | 46,09% | 113,78 | 50,50% |
| **Solo exposto** | 30,48 | 13,53% | 17,11 | 7,59% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** | **225,30** | **100,00%** |
| **Classe de uso do solo** | **Período** | | | |
| | **Primavera (12/12/2016)** | | **Outono (25/05/2017)** | |
| | **Área** | | **Área** | |
| | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** |
| **Água** | 2,91 | 1,29% | 3,11 | 1,38% |
| **Área urbana** | 9,49 | 4,21% | 9,49 | 4,21% |
| **Área industrial** | 0,41 | 0,18% | 0,41 | 0,18% |
| **Agricultura** | 12,09 | 5,37% | 25,25 | 11,21% |
| **Mata Nativa/Silvicultura** | 49,97 | 22,18% | 79,74 | 35,39% |
| **Campo** | 117,51 | 52,16% | 93,89 | 41,68% |
| **Solo exposto** | 32,91 | 14,61% | 13,40 | 5,95% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** | **225,30** | **100,00%** |

Por meio da Figura 8 é possível notar a distribuição do fator C médio entender como se dá localização das áreas onde o fator C é mais baixo, oferecendo mais

proteção ao solo. Isso ocorre porque a agricultura e as atividades pecuárias oferecem um tempo de repouso ao terreno, alterando a cobertura do solo para aliviar os efeitos que ocorrem ao solo ao longo do ano, isto não ocorre em áreas industriais e estradas, com isso, o fator C se mantem constante ao longo do ano.

A partir da Tabela 7 é possível perceber a predominância de campo, classe que representa a pastagens e campos nativos, muito difundidos na região em virtude das atividades agrícolas e pecuárias. Fica evidente também a relação entre o solo exposto e a agricultura, como vistos no período da primavera, onde há um decréscimo nas áreas agrícolas e um aumento nas áreas de solo exposto, pois é o período em que o solo fica descoberto para o preparo e plantio. A variação na área de mata nativa classificada também pode ser explicada pelos avanços e recuos de pequenas áreas de mata que foram entendidas pelo classificador utilizado como pertencentes a classe de mata nativa, quando podem representar na realidade o efeito de borda entre o limite das áreas mapeadas e pelo desenvolvimento da silvicultura que agrega uma área considerável dentro da classe tratada, e percebe-se que a área de mata nativa/silvicultura diminui entre inverno e primavera, representando áreas que foram extraídas para comercialização da silvicultura, no outono tem-se o desenvolvimento de novas áreas que passam a representar melhor a classe de mata nativa/silvicultura, diminuindo a área de solo exposto, pois há uma cobertura maior pelas folhas que refletem a radiação incidente de volta para o sensor.

Outro ponto a ser analisado são os altos índices de solo exposto em períodos críticos, como no verão e primavera, onde as chuvas erosivas têm maior ocorrência, fornecendo um impacto maior em um solo descoberto. Observa-se a necessidade de cobertura do solo, principalmente nestes períodos, para que o solo tenha capacidade de mitigar o impacto das gotas e propiciar maior infiltração de água no solo, consequentemente, reduzindo o escoamento superficial.

Por meio da avaliação sazonal das atividades agrícolas e de pecuária, foi possível entender a dinâmica que altera o uso do solo ao longo do ano. Este conhecimento ajuda a solidificar a compreensão dos processos que atuam em uma bacia hidrográfica, mais precisamente, contribui para que a bacia hidrográfica do arroio Fragata seja compreendida e descrita de maneira representativa em seus momentos mais importantes.

### 3.3.5. Fator P – Práticas conservacionistas

As simulações realizadas consideraram a aplicação de práticas conservacionistas nas áreas agrícolas, tais como, plantio em contorno (em nível), alternância de campinas e cordões de vegetação permanente, correspondendo ao valor do fator P igual a 0,5, 0,4 e 0,2, respectivamente. As práticas conservacionistas abrangeram uma área média de 19,85 km².

A partir da simulação das práticas conservacionistas verificou-se que a adoção do cultivo em nível conduziu a uma redução de 80% das perdas de solo, em comparação à mesma área agrícola sem implementação de práticas. A alternância de campinas apresentou uma redução de 84% e os cordões de vegetação permanente de 92% das perdas de solo, em relação à ausência de práticas conservacionistas.

Estas simulações levam em consideração que cada pixel classificado como área agrícola seja afetado pela prática conservacionista, simulando um cenário ideal, porém mesmo que sua completa adoção não seja possível, é plausível compreender os efeitos positivos que a aplicação e difusão das práticas conservacionistas causam.

### 3.3.6. Perdas de solo por erosão hídrica

As perdas médias anuais de solo na BHAF foram de 12,56 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ (Figura 9) e variaram entre 0 e 3995,11 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$. Com auxílio da tabela 8 demonstra-se que 63,53% da bacia se encontram com perdas de solo inferiores a 5 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, conforme classificação de Batista et al. (2017), que se caracterizam por não apresentarem riscos aos solos da área. A BHAF apresenta apenas 11,89% de sua área com perdas maiores do que 25 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$. Entretanto, deve-se atentar ao fato de que as perdas médias entre 5 e 25 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ devem ser controladas para não evoluírem à processos erosivos mais intensos e quando estiverem acima dos limites toleráveis para cada tipo de solo, sejam realizadas ações para redução da quantidade de solo perdido.

Estas áreas estão relacionadas à mudança no uso do solo, pois se distribuem por toda bacia hidrográfica sem se restringirem a condições de relevo ou clima. Considerando os valores médios por período, tem-se que a primavera apresentou a maior perda de solo (4,6 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$). As perdas de solo são mais expressivas na

primavera em função do fato de que nesta época existem maiores áreas de solo exposto, devido ao preparo para cultivos agrícolas.

Tabela 8 - Classificação das perdas de solo médias anuais conforme metodologia de Batista et al. (2017) para a bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| **Perdas de solo classificadas** | **Áreas** | |
|---|---|---|
| | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** |
| <1 | 89,63 | 39,78% |
| 1 a 5 | 53,50 | 23,75% |
| 5 a 10 | 19,83 | 8,80% |
| 10 a 25 | 21,99 | 9,76% |
| 25 a 50 | 12,52 | 5,56% |
| 50 a 100 | 8,42 | 3,74% |
| >100 | 5,85 | 2,60% |
| Água | 2,67 | 1,18% |
| Área Industrial | 0,41 | 0,18% |
| Área Urbana | 9,58 | 4,25% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** |

A partir da tabela 9 é possível destacar os períodos que mais se destacam as perdas entre 5 e 25 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$ são o verão (9,11%) e a primavera, (8,40%). No verão os índices de erosividade são mais expressivos e podem resultar nas perdas de caráter médio, enquanto na primavera mesmo a erosividade sendo menor que nos períodos anteriores as áreas de solo exposto estão mais evidentes, resultando em um impacto maior das gotas de chuva no solo devido à falta de cobertura e diminuir as forças que a água tem para transportar as partículas. Observa-se a importância da avaliação sazonal nos resultados, pois pode-se propor práticas que visem o melhor recobrimento do solo nestas épocas específicas.

Percebe-se que os fatores que atuam em cada período mudam ao longo do tempo, desta forma estes entendimentos propiciam uma melhor capacidade de focar em pontos estratégicos que atuem diretamente nas necessidades de cada caso.

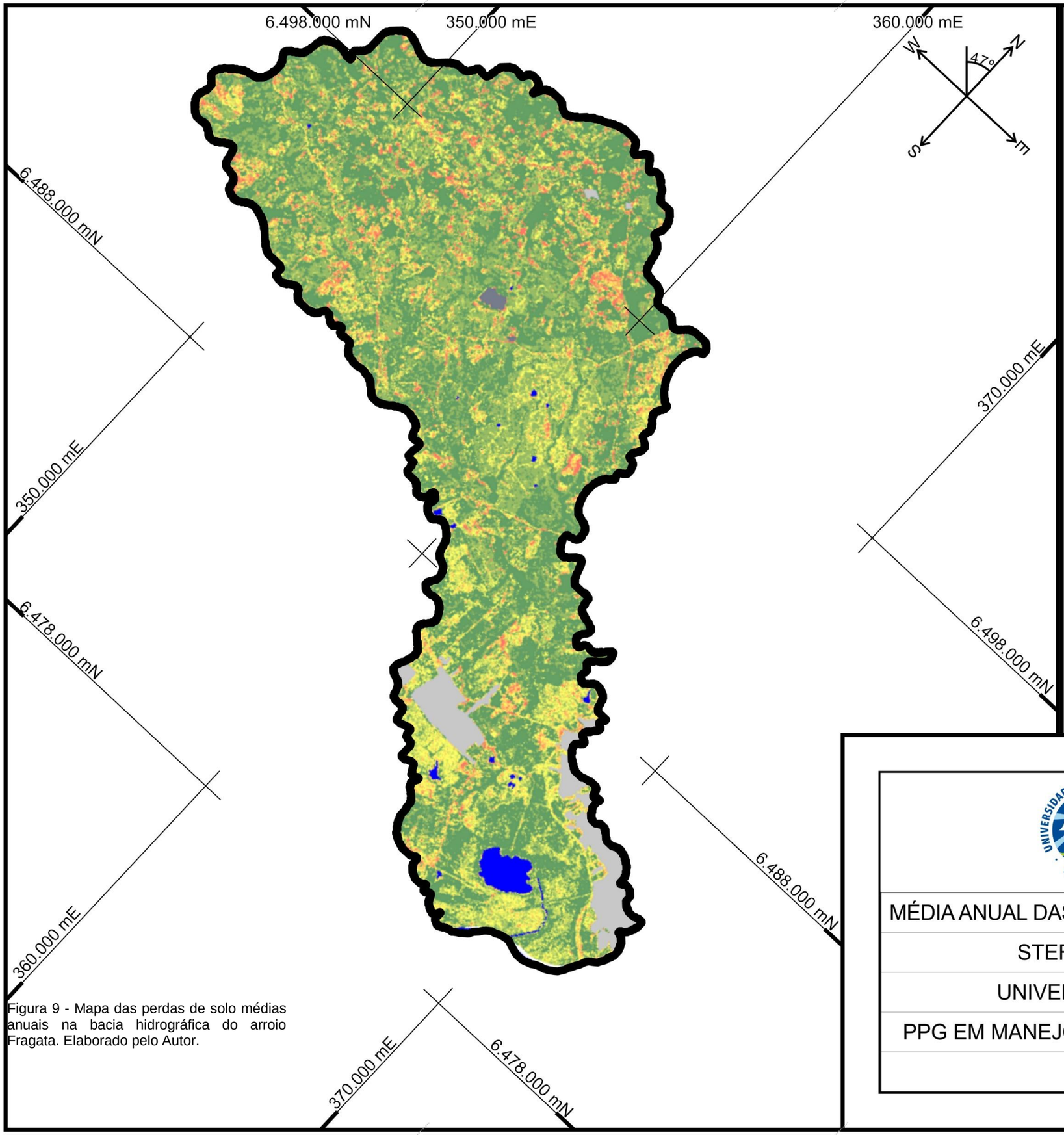



Figura 9 - Mapa das perdas de solo médias anuais na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

**Mg·ha$^{-1}$·ano$^{-1}$**

- <1*
- 1 a 5*
- 5 a 10*
- 10 a 25*
- 25 a 50*
- 50 a 100*
- >100*
- Água
- Área industrial
- Área urbana

*conforme classificação de Batista et al. (2017)

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

| |
|---|
| MÉDIA ANUAL DAS PERDAS DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA |
| STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL |
| UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS |
| PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA |
| PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018 |

No inverno e no outono, tem-se uma melhor cobertura de mata nativa e campo e essa cobertura adicional no solo propicia as maiores taxas de perdas inferiores a 1 Mg $ha^{-1}ano^{-1}$.

Tabela 9 - Classificação das perdas de solo conforme metodologia de Batista et al. (2017) associadas à sazonalidade agroclimática na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| **Classificação das perdas de solo (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)** | **Verão (28/02/2016)** | | **Inverno (22/08/2016)** | |
|---|---|---|---|---|
| | **Área** | | | |
| | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** |
| <1 | 153,23 | 68,01% | 167,47 | 74,33% |
| 1 a 5 | 29,18 | 12,95% | 28,18 | 12,51% |
| 5 a 10 | 10,45 | 4,64% | 6,72 | 2,98% |
| 10 a 25 | 10,07 | 4,47% | 5,06 | 2,25% |
| 25 a 50 | 4,44 | 1,97% | 2,23 | 0,99% |
| 50 a 100 | 2,74 | 1,22% | 1,19 | 0,53% |
| >100 | 1,31 | 0,58% | 0,59 | 0,26% |
| Água | 2,67 | 1,18% | 2,67 | 1,18% |
| Área Industrial | 0,41 | 0,18% | 0,41 | 0,18% |
| Área Urbana | 9,58 | 4,25% | 9,58 | 4,25% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** | **225,30** | **100,00%** |
| **Classificação das perdas de solo (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)** | **Primavera (12/12/2016)** | | **Outono (25/05/2017)** | |
| | **Área** | | | |
| | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** | **Absoluta (Km²)** | **Relativa (%)** |
| <1 | 156,46 | 69,44% | 172,99 | 76,78% |
| 1 a 5 | 24,73 | 10,98% | 25,46 | 11,30% |
| 5 a 10 | 8,60 | 3,82% | 5,55 | 2,46% |
| 10 a 25 | 10,33 | 4,59% | 4,10 | 1,82% |
| 25 a 50 | 6,29 | 2,79% | 1,77 | 0,79% |
| 50 a 100 | 3,55 | 1,58% | 1,16 | 0,51% |
| >100 | 1,50 | 0,67% | 0,62 | 0,28% |
| Água | 2,67 | 1,18% | 2,67 | 1,18% |
| Área Industrial | 0,41 | 0,18% | 0,41 | 0,18% |
| Área Urbana | 9,58 | 4,25% | 9,58 | 4,25% |
| **Total** | **225,30** | **100,00%** | **225,30** | **100,00%** |

### 3.3.7. Tolerância às perdas de solo

A análise da tolerância à perda de solo (Tabela 10) foi realizada após as informações de perdas de solo. A tolerância foi gerada para subsidiar as questões inerentes ao estado atual da bacia hidrográfica do arroio Fragata.

Os valores de tolerância foram obtidos por Nunes et al. (2012), por meio das classes de solos mapeadas por Carvalho (1986), Campos (2009) e Santos (2011). Os dados utilizados são a média da tolerância à perda de solos por meio de três métodos, Lombardi Neto & Bertoni, (1975), Galindo & Margolis (1989) e Bertol & Almeida (2000) executados por Nunes et al. (2012).

Tabela 10 - Valores de tolerância às perdas de solo da bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| **Classes de solos** | **Valores de tolerância às perdas de solo (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)** |
|---|---|
| PBACD[1] | 8,26 |
| RRD[2] | 11,36 |
| PVAD[3] | 8,26 |
| SXE[4] | 8,70 |
| GMVE[5] | 13,67 |
| ESKO[6] | 7,79 |
| PVAD+PVAE[7] | 8,26 |
| GMVE+OX[8] | 13,67 |

[1]Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico; [2]Neossolo Regolítico Distrófico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Planossolo Háplico Eutrófico; [5]Gleissolo Melânico Ta Eutrófico; [6]Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos; [7]Associação entre Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico; [8]Associação entre Gleissolo Melânico Ta Eutrófico e Organossolo Háplico.

Estes dados forneceram informações que contribuem para a implantação de práticas conservacionistas que visem melhorar o estado de conservação da bacia hidrográfica estudada. A partir da Tabela 11 se observa as classes de solos mais expostas às perdas de solo acima do limite de tolerância, sendo as áreas prioritárias para implantação de práticas conservacionistas.

Os solos que mais apresentaram níveis de erosão hídrica acima do limite tolerável foram: Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e o Planossolo Háplico Eutrófico, com 29%, 28% e 26%, respectivamente,

de suas áreas acima do limite tolerável para cada tipo de solo. Estas classes de solo possuem os menores limites de tolerância, de acordo com Nunes et al. (2012), por isso a relação de áreas de solo acima do limite tolerável foi superestimada. Ressalta-se que a tolerância deve ser analisada espacialmente levando em consideração as condições de cada local.

Tabela 11 - Relação de áreas acima e abaixo dos limites de tolerância para cada classe de solo encontrada na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| CLASSES DE SOLO | Relação entre valores tolerância às perdas de solo | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Acima | | Abaixo | | Total (km²) |
| | Absoluta (Km²) | Relativa (%) | Absoluta (Km²) | Relativa (%) | |
| **PBACd[1]** | 5,06 | 21% | 19,34 | 79% | 24,40 |
| **RRd[2]** | 0,21 | 14% | 1,23 | 86% | 1,43 |
| **PVAd[3]** | 2,19 | 28% | 5,76 | 72% | 7,95 |
| **SXe[4]** | 16,81 | 26% | 46,95 | 74% | 63,76 |
| **GMve[5]** | 1,90 | 17% | 9,30 | 83% | 11,20 |
| **ESKo[6]** | 2,31 | 29% | 5,64 | 71% | 7,96 |
| **PBACd+RRd+RRe[7]** | 6,01 | 23% | 19,78 | 77% | 25,78 |
| **RRd+PBACd[8]** | 1,03 | 19% | 4,47 | 81% | 5,50 |
| **PVAd+PVAe[9]** | 13,62 | 25% | 39,85 | 75% | 53,47 |
| **GMve+OX[10]** | 1,66 | 15% | 9,48 | 85% | 11,14 |

[1]Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico; [2]Neossolo Regolítico Distrófico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Planossolo Háplico Eutrófico; [5]Gleissolo Melânico Ta Eutrófico; [6]Espodossolos Ferri-Humilúvicos Órticos; [7]Associação entre Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico e Neossolo Regolítico Distrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico; [8]Neossolo Regolítico Distrófico e Argissolo Bruno-Acinzentado Distrófico; [9]Associação entre Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico; [10]Associação entre Gleissolo Melânico Ta Eutrófico e Organossolo Háplico.

A Figura 10 representa a espacialização da relação entre a tolerância à perda de solo e a perda de solo média anual para a bacia hidrográfica do arroio Fragata. Nota-se que existe uma distribuição homogênea ao longo da bacia hidrográfica, ressaltando que não há um fator específico atuando em toda extensão, mas sim combinações de fatores e condições que acarretam estas perdas.

Na cabeceira da bacia encontram-se áreas com fator LS mais dominante, enquanto na parte baixa da bacia encontram-se áreas com solo exposto e atividades industriais, aliados a solos com tolerância às perdas menores que os demais.

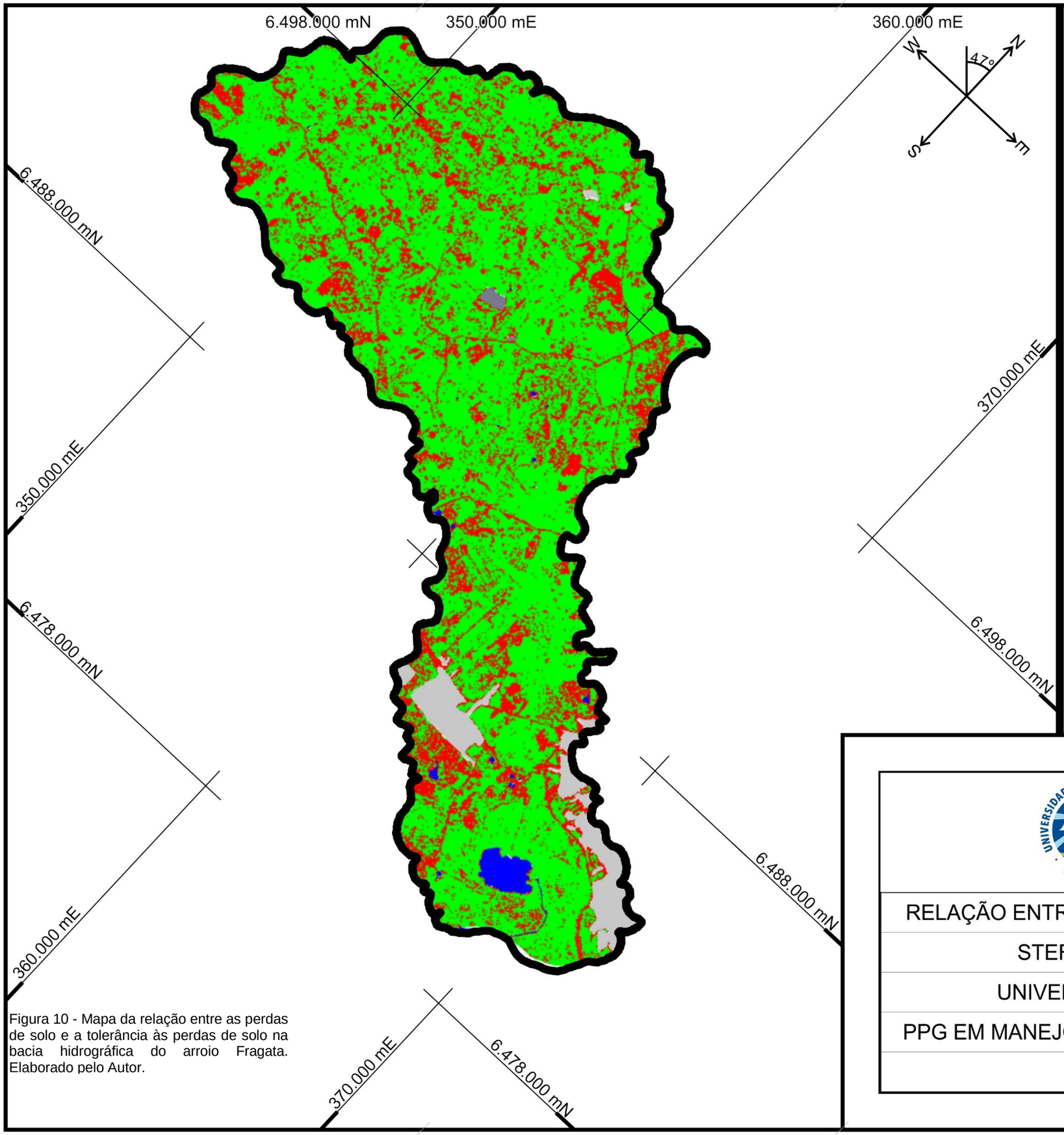



Figura 10 - Mapa da relação entre as perdas de solo e a tolerância às perdas de solo na bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

Perda de solo acima da tolerância

Perda de solo abaixo da tolerância

Água

Área Industrial

Área Urbana

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO TRANSVERSA UNIVERSAL DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

RELAÇÃO ENTRE AS PERDAS DE SOLO E A TOLERÂNCIA

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

## 3.4. Conclusões

A erosividade da chuva apresentou valores médios mais altos no verão (2209, 7 MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$), contribuindo com 27% da erosividade média anual. Os índices máximos se concentraram na parte noroeste da BHAF, enquanto os valores mínimos na parte sudeste.

A erodibilidade adquirida por meio de bibliografias para os Neossolos foi de 0,052 Mg·ha h MJ$^{-1}$·mm$^{-1}$·h e ocupa 15% da BHAF. Os Neossolos apresentam granulometria mais grossa e menor profundidade, estas condições resultam em menor capacidade para resistir à erosão hídrica. Na BHAF estas classes estão associadas às áreas de encostas íngremes, as quais devem ser foco de planejamentos conservacionistas que visem manter a área com uma cobertura que seja eficiente em dissipar o impacto da gota e que se mantenha ao longo do ano.

Os solos com menor erodibilidade foram os Gleissolos e os Espodossolos, 0,0133 e 0,0216 Mg·ha h MJ$^{-1}$·mm$^{-1}$·h, respectivamente. Juntos representam aproximadamente 10% dos solos da BHAF e estão localizados em relevo plano e suave ondulado. Dessa maneira, o uso e manejo do solo nestas áreas deve ser adequado para não ultrapassar os limites toleráveis de perdas de solo.

A partir dos resultados gerados pela classificação das imagens de sensoriamento remoto constatou-se que, o campo e a mata nativa cobrem 48% e 27% da área da BHAF, atribuindo a estas áreas um fator C menor devido à proteção que oferecem à parte superficial do solo. Enquanto a agricultura cobre de 5 a 12% da área ao longo do ano e está associada a um fator C mais expressivo, pois a capacidade de mitigar o impacto da gota de chuva é menor.

O plantio em contorno (em nível) resultaria em uma redução de 80% nas perdas de solo das áreas agrícolas quando comparadas ao plantio sem adoção de práticas conservacionistas.

As perdas inferiores a 10 Mg ha$^{-1}$ano$^{-1}$ representam 72,33% da BHAF, sendo a primavera o período que apresenta as maiores taxas de perdas de solo, devido ao aumento das áreas de solo exposto na região. O período da primavera apresenta a menor erosividade, porém as maiores perdas de solo, esta relação inversa ocorre,

pois, há mais áreas com solo exposto na primavera, resultado em uma maior efetividade do impacto da gota da chuva sobre o solo.

Os solos que apresentaram maiores áreas acima do limite de tolerância à perdas de solo foram o Espodossolo Ferri-Humilúvico Órtico, o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e o Planossolo Háplico Eutrófico, com 29%, 28% e 26% de suas áreas acima do limite tolerável para cada tipo de solo, respectivamente.

# 4. CAPÍTULO 2 – PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA ASSOCIADA À SAZONALIDADE AGROCLIMÁTICA EM ESTRUTURAS DISCRETIZADAS POR SUB-BACIAS

## 4.1. Introdução

As análises em estruturas discretizadas por sub-bacias hidrográficas (SbH) fornecem parâmetros que podem ser avaliados de maneira independente entre as sub-bacias, possibilitando atuar em diversos locais com a melhor precisão possível, levando em consideração as realidades do local.

Ao analisar bacias hidrográficas de forma concentrada torna-se difícil respeitar as condições locais em que os dados foram adquiridos, fornecendo resultados generalizados demais para propor atividades que visem melhorar o manejo do solo da região. Ao utilizar sub-bacias hidrográficas para interpretar os resultados utiliza-se de parâmetros locais para avaliação dos resultados, interpretando cada sub-bacia com suas particularidades e possibilidades.

As estruturas de discretização possibilitam o fracionamento de uma bacia hidrográfica maior, fornecendo informações com melhor escala de locais menores (sub-bacias) e isolando fatores que possam ajudar a entender as dinâmicas que atuam nesta área.

Andrade et al. (2010) constataram que as ferramentas de SIG aliadas a modelos de estimativas de perdas de solo, como a RUSLE, se complementam e permitem calcular os resultados de células a células e realizar uma análise com base em uma sub-bacia, a partir destes parâmetros é possível identificar os processos mais influentes nas perdas de solo bem como as áreas em que ocorrem.

A partir da análise de cada sub-bacia de forma independente é possível delimitar a melhor abordagem para que os efeitos nocivos das perdas de solo sejam amenizados. Com isso, as dinâmicas espaciais e temporais em cada sub-bacia podem ser analisadas isoladamente. Conforme Olivetti et al. (2015), a variação temporal fornece as condições para avaliar se as mudanças no uso do solo de uma sub-bacia degradam os solos ali presentes.

Por meio da discretização também é possível entender o comportamento relacionado à contribuição de cada sub-bacia na perda de solo total, fornecendo

informações que identifiquem as sub-bacias que atuam como áreas de deposição ou aporte dos sedimentos.

Por meio do SIG, sensoriamento remoto e a RUSLE torna-se possível fornecer projeções que contemplem áreas onde as informações observadas não são facilmente encontradas, ampliando a capacidade de planejamento e abrindo o escopo de ações que podem ser tomados para agir em áreas que necessitem de maior atenção quanto à erosão hídrica. Conforme Lelis et al. (2011), por mais que projeções para produção de sedimentos não possuam alta acurácia, ainda é possível interpretar os resultados dos fatores sobre a erosão, possibilitando que o material gerado sirva de subsídio para o desenvolvimento conservacionista na região.

Por meio deste estudo propõe-se a elaboração de uma rede de informações que auxilie o desenvolvimento conservacionista nas sub-bacias da bacia hidrográfica do arroio Fragata (BHAF) a partir da análise individual de cada SbH. Com isso, o foco do estudo é fornecer dados para subsidiar programas conservacionistas nas sub-bacias a partir da estimativa das perdas de solo por erosão hídrica com avaliação da sazonalidade agroclimática.

## 4.2. Material e Métodos

### 4.2.1. Discretização das sub-bacias da bacia hidrográfica do arroio Fragata

A discretização das sub-bacias (Figura 11) foi realizada com base no modelo digital de elevação com resolução espacial de 30 metros. A partir da altimetria e das redes de drenagem foi possível estabelecer as sub-bacias que pertencem a BHAF. A discretização resultou em 9 sub-bacias, as quais contemplam toda a área da BHAF.

Com base na interpretação das feições do terreno e rede de drenagem foram utilizadas para delimitar manualmente os limites das sub-bacias aos quais foram nomeados conforme a nomenclatura da drenagem presente nas cartas topográficas, posteriormente, os planos de informação foram recortados com base nestas delimitações e geradas informações individualizadas conforme cada sub-bacia. Na Tabela 12 são apresentadas as extensões das sub-bacias bem como sua relação com a BHAF e os municípios aos quais estão inseridas.

Tabela 12 - Áreas absolutas e relativas das sub-bacias hidrográficas discretizadas na bacia hidrográfica do arroio Fragata e os municípios dos quais estão inseridas.

| Sub-bacias hidrográficas da BHAF | Municípios | Áreas | |
|---|---|---|---|
| | | Absoluta (Km²) | Relativa (%) |
| Arroio Taquara | Capão do Leão<br>Morro Redondo<br>Pelotas | 21,47 | 10% |
| Arroio Pestanas | Capão do Leão<br>Morro Redondo<br>Pelotas | 20,52 | 9% |
| Arroio Moreira | Capão do Leão<br>Morro Redondo<br>Pelotas | 19,73 | 9% |
| Santa Rita | Pelotas | 8,54 | 4% |
| Arroio Micaela | Pelotas | 37,41 | 17% |
| Arroio Moinho | Pelotas | 18,35 | 8% |
| Lagoa Fragata | Capão do Leão<br>Pelotas | 79,58 | 35% |
| Jardim América | Capão do Leão | 8,43 | 4% |
| Antunes Maciel | Capão do Leão | 11,27 | 5% |
| **Área total das classes** | | **225,30** | **100%** |

### 4.2.2. Imagens de sensores remotos

Os sensores remotos foram utilizados para fornecer imagens digitais para classificação do uso do solo em uma determinada época do ano. A variação temporal das imagens foi utilizada para alterar a forma como a RUSLE é geralmente trabalhada, considerando que a erosão sofre alterações quantitativas conforme determinada época do ano. Logo, as imagens orbitais adicionam um caráter temporal às análises de dados.

O sensor utilizado foi o OLI a bordo do satélite LandSat8, com resolução espacial de 30m e temporal de 16 dias. As bandas utilizadas foram: banda 2 (451-512nm), banda 3 (533-590nm), banda 4 (636-673nm), banda 5 (851-879nm), banda 6 (1.570-1.650nm), banda 7 (2.110-2.290) e a banda 8 pancromática (503-676nm), que conta com uma resolução espacial de 15m. As composições utilizadas para classificação foram: cor natural (4, 3, 2), infravermelho (5, 4, 3) e composições de falsa cor com as bandas (6, 4, 3), (7, 6, 4) e (7, 5, 3).

Foram adquiridas quatro imagens referentes às datas de 28/02/2016, 22/08/2016, 12/12/2016 e 25/05/2017. As datas das imagens foram selecionadas conforme a disponibilidade das mesmas e de maneira que representassem a sazonalidade das precipitações pluviométricas, assim como as variações no uso agrícola do solo ao longo do ano na região.

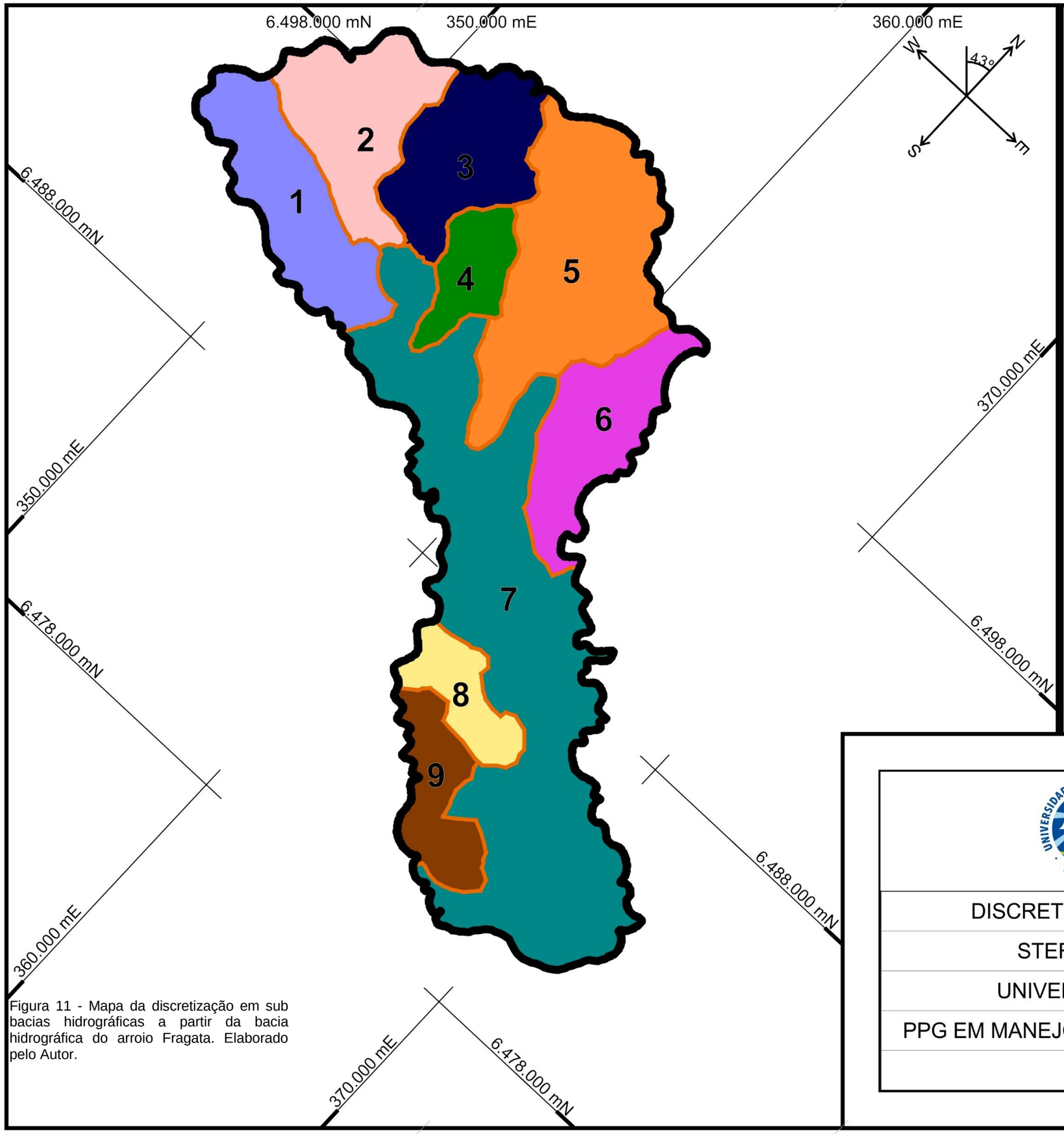



Figura 11 - Mapa da discretização em sub bacias hidrográficas a partir da bacia hidrográfica do arroio Fragata. Elaborado pelo Autor.

# Legenda

- Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata
- 1 - SbH Arroio Taquara
- 2 - SbH Arroio Pestanas
- 3 - SbH Arroio Moreira
- 4 - SbH Santa Rita
- 5 - SbH Micaela
- 6 - SbH Arroio Moinho
- 7 - SbH Lagoa Fragata
- 8 - SbH Jardim América
- 9 - SbH Antunes Maciel

## Escalas

1:125.000* ou 1cm = 1,25 km*

2,5 0 2,5 5 7,5 10 km

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

DISCRETIZAÇÃO DAS SUB BACIAS DA BHAF

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

### 4.2.3. Fator R – Erosividade da chuva discretizada

A erosividade da chuva nas sub-bacias analisadas foi gerada a partir dos dados concentrados de erosividade média anual e dos períodos temporais elaborados por Santos (2013). A partir destes, os dados foram delimitados para os limites das SbH e assim se limitaram à sua extensão.

O produto utilizado é descrito como a média anual de erosividade da chuva e o valor médio de cada mês que compõe o ano. A partir da espacialização e da dinâmica temporal que os dados possuem foi possível agregar os dados de erosividade de determinadas épocas com as imagens de sensoriamento remoto, com a finalidade de relacionar a erosividade da chuva com o uso do solo que se encontrava naquele determinado período. Para o período de verão foram utilizados os dados mensais dos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro; para o período de inverno foram utilizados os meses de Junho, Julho e Agosto; na primavera foram utilizados os meses de Setembro, Outubro e Novembro e no período de outono os meses de Março, Abril e Maio foram empregados para elaboração da erosividade do período.

A discretização em sub-bacias do fator R da RUSLE possibilita o melhor discernimento em relação aos fatores que afetam as perdas de solo em cada área. Desta forma é possível realizar análises locais mais precisas e inferir como as perdas de solo estão se desenvolvendo com maior acurácia.

### 4.2.4. Fator K – Erodibilidade dos solos discretizada

Os dados do fator K foram obtidos por meio de referências bibliográficas e por equações empíricas de estimativa, considerando os mapas de solos dos municípios de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, elaborados por Cunha & Silveira (1996a), Cunha et al. (1996) e Cunha & Silveira (1996b), respectivamente. Os dados foram manipulados em ambiente SIG, para realização do georreferenciamento, vetorização, classificação, edição e elaboração das medidas das classes.

Para representar a erodibilidade foi realizada uma pesquisa bibliográfica, visando obter valores para as classes de solo mais representativas das sub-bacias analisadas. Em classes com associações de solos foram utilizados os valores das médias aritméticas entre as classes que compõe a associação.

Com base nos dados físicos e químicos dos perfis modais dos solos descritos nos mapeamentos de Capão do Leão, Morro Redondo e Pelotas, foi estimado o fator K para cada classe de solo presente nas sub-bacias.

A erodibilidade foi classificada de acordo com Mannigel et al. (2002), os quais apresentam seis classes: extremamente, alta para K maior que 0,06 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$; muito alta, para K entre 0,045 e 0,06 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$; alta, para K entre 0,03 e 0,045 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$; média, para K entre 0,015 e 0,030 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$; baixa, para K entre 0,009 e 0,015 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$; e muito baixa, para K menor do que 0,009 Mg h $Mj^{-1}$ $mm^{-1}$.

O cálculo foi realizado seguindo as metodologias de Denardin (1990) e Wischmeier et al. (1971). A classificação de solos dos perfis foi atualizada conforme Santos et al. (2014).

Conforme a metodologia de Denardin (1990) foram utilizados dois modelos de estimativa do fator de erodibilidade: um com dados de solos do Brasil (Equação 8) e outro com dados de solos dos Estados Unidos da América somados aos dados dos solos do Brasil (Equação 9).

$$K = 0{,}00608397(P1) + 0{,}00834285(P2) - 0{,}00116162(P3) - 0{,}00037756(P4) \quad (8)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

P1 = permeabilidade do perfil, conforme codificação de Wischmeier et al. (1971);

P2 = teor de matéria orgânica (%);

P3 = teor de óxido de alumínio extraível por ácido sulfúrico (%);

P4 = teor de partículas com diâmetro entre 2,0mm e 0,5mm determinados pelo método da pipeta (%).

$$K = 0{,}00000748(X1) + 0{,}00448059(X2) - 0{,}06311750(X3) + 0{,}01039567(X4) \quad (9)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

X1 = representa a variável calculada a partir da equação 4;

$$X1 = \{[(Silte + Areia\ muito\ fina) + (Areia\ fina + Areia\ média + Areia\ grossa + Areia\ muito\ grossa)] \times (Silte + Areia\ muito\ fina)\} \quad (4)$$

X2 = permeabilidade do perfil do solo, conforme Wischmeir et al. (1971) apresentada na Tabela 2;

X3 = diâmetro médio ponderado das partículas <2,0mm, (mm) calculado a partir da equação 5

$$\mathrm{DMP}=\left\{\frac{\left[\begin{array}{c}(\text{Areia muito grossa}\times 1{,}5)(\text{Areia grossa}\times 0{,}75)(\text{Areia média}\times 0{,}375)\\(\text{Areia fina}\times 0{,}175)(\text{Areia muito fina}\times 0{,}075)(\text{Silte}\times 0{,}026)(\text{Argila}\times 0{,}002)\end{array}\right]}{100}\right\} \quad (5)$$

X4 = relação entre o teor de matéria orgânica e as partículas entre 2,0mm e 0,1mm.

Na metodologia de Wischmeier et al. (1971) (Equação 10) são utilizados parâmetros como, teor de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade.

$$K = 1{,}451 \times 10^{-10} \cdot (120 - MO) \cdot M^{1{,}14} + 0{,}0043(S1) + 0{,}0033(P) \quad (10)$$

Onde:

K = erodibilidade do solo estimada (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$);

MO = teor de matéria orgânica (g·$kg^{-1}$);

M = soma dos teores de areia muito fina (g·$kg^{-1}$) e silte (g·$kg^{-1}$) divididos por 1.000, menos o teor de argila (g·$kg^{-1}$);

S1 = estrutura do solo conforme codificação por Wischemeier et al. (1971) apresentada na tabela 13;

P = permeabilidade do solo conforme codificação por Wischemeier et al. (1971) apresentada na tabela 13.

Tabela 13 - Classificação da estrutura e permeabilidade do solo codificada por Wischmeier et al. (1971).

| **Estrutura do solo (S1)** | **Classe estrutural** | **Permeabilidade do solo (P)** | **Classe textural** |
|---|---|---|---|
| 1 | Muito pequena granular | 1 - Rápida | Areia |
| 2 | Fina granular | 2 - Moderadamente rápida | Areia franca |
| 3 | Média a grande granular | | Franco arenosa |
| 4 | Blocos | 3 – Moderada | Franco |
| | Laminar | | Franco siltoso |
| | Maciça | | Silte |
| | | 4 - Moderadamente lenta | Franco argilo arenoso |
| | | | Franco argiloso |
| | | 5 – Lenta | Franco argilo siltoso |
| | | | Argila arenosa |
| | | 6 - Muito lenta | Argila siltosa |
| | | | Argila |
| | | | Muito argilosa |

A discretização da erodibilidade do solo em sub-bacias é importante, pois possibilita a interpretação de cada classe de solo com suas relações com relevo e uso do solo, dessa forma, as sub-bacias que se encontram em relevos mais movimentados possuem classes de solo diferentes das que estão em relevos planos, consequentemente, a erodibilidade de cada sub-bacia sofre alterações em função da sua localização espacial.

### 4.2.5. Fator LS – Comprimento e grau de declive discretizado

O comprimento de declive foi estimado a partir da metodologia de Desmet & Govers (1996) (Equação 11), a qual utiliza dados provenientes do MDE com resolução espacial de 30m, a partir destes dados foram gerados o fluxo acumulado, direção de fluxo, coeficiente em função da declividade da área e o tamanho de célula. O fator L foi individualizado em planos de informações demarcados com base nos limites das SbH.

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in}+D^2)^{m1+1}-(A_{i,j-in})^{m1+1}]}{[D^{m1+2}x_{i,j}{}^{m1}\ (22{,}13)^{m1}]} \quad (11)$$

Onde:

$L_{i,j}$= fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j) (adimensional);

$A_{i,j-in}$= área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) (m²);

D = tamanho da grade de células (m);

$x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo;

$m1$ = coeficiente que assume os valores: 0,5 se s ≥ 5%; 0,4 se s < 5% e ≥ 3%; 0,3 se s < 3% e ≥ 1%; e 0,2 se s < 1%, onde s é o grau de declive.

O fator S, referente à porcentagem de declividade da área, foi gerado por meio do MDE com base na metodologia de Wischmeier & Smith (1978) (Equação 12), e seguem os mesmos procedimentos para discretização que o fator L.

$$S = [(0{,}00654 \times s^2) + (0{,}0456 \times s) + (0{,}065)] \quad (12)$$

Onde:

$S$= é o fator declividade (adimensional);

$s$= é o grau de declive em porcentagem obtido por meio da altimetria do MDE.

A discretização das sub-bacias permite separar as SbH que estão em relevos mais movimentados das que estão em condições mais planas, dessa forma possibilita-se o melhor entendimento do relevo como agente intensificador das perdas de solo.

A declividade foi classificada conforme Santos et al. (2014) para que se obtenha as condições de cada sub-bacia relacionadas as classes de declive, delimitando as SbH que possuem características de relevo semelhantes ou dessemelhantes. De maneira análoga, a classificação do fator LS conforme metodologia de Batista et al. (2017) permite que sejam comparadas as SbH a partir das classes que representam condições similares.

### 4.2.6. Fator C – Uso e manejo do solo discretizado

A discretização do uso e manejo do solo auxilia as estimativas de perda de solo bem como o planejamento conservacionista, pois possibilita identificar as atividades que predominam em determinada sub-bacia, e a partir disso prover alternativas que

diminuam o impacto que o uso ou manejo inadequado pode estar causando, e mantendo as particularidades de cada sub-bacia.

O fator C foi discretizado a partir da classificação de 4 imagens do sensor remoto Landsat8/OLI com finalidade de prover uma variação temporal que contemplasse as diversas situações que ocorrem em uma sub-bacia, as datas das imagens (Tabela 14) foram escolhidas a partir da disponibilidade e da época de plantio, pousio ou colheita dos cultivos agrícolas, com base no zoneamento agrícola da região.

Tabela 14 - Data das imagens representativas para os períodos analisados.

| **Período Agroclimático** | **Data da Imagem LandSat8/OLI** |
|---|---|
| Verão | 28 de fevereiro de 2016 |
| Inverno | 22 de agosto de 2016 |
| Primavera | 12 de dezembro de 2016 |
| Outono | 25 de maio de 2017 |

As classes de uso do solo consideradas nas imagens foram: água, área urbana, agricultura, mata nativa, pastagem/campo e solo exposto. O classificador utilizado foi o Maxver com limiar de aceitação de 100%.

Os dados referentes ao fator C foram obtidos por meio de pesquisas bibliográficas, visando contemplar as classes de uso do solo estabelecidas e construir uma base de dados sólida para a região.

### 4.2.7. Fator P – Práticas conservacionistas discretizadas

A partir da discretização do uso e manejo do solo, as áreas agrícolas foram atribuídas com o valor da prática conservacionista utilizada. Para o presente estudo, foram utilizados valores de fator P igual a 1, simulando a ausência de práticas conservacionistas nas áreas agrícolas ou plantio morro abaixo. Também são utilizados valores que simulam cenários onde a adoção de práticas conservacionistas é total dentre as áreas agrícolas, simulando plantio em contorno, alternância entre campinas + plantio em contorno e cordões de vegetação permanente, fator P de 0,5, 0,4 e 0,2 respectivamente (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2014).

Analisar as práticas conservacionistas de maneira discretizada ajuda no entendimento de questões particulares de cada sub-bacia, onde há predominância de agricultura necessita-se de maior controle das práticas conservacionistas, e onde a agricultura não é tão predominante é possível oferecer alternativas diferentes para mitigar as perdas de solo.

### 4.2.8. Perdas de solo

Para classificação das perdas de solo, foram adotadas as classes utilizadas por Batista et al. (2017) onde apresentam as seguintes intervalos: <1 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, entre 1 e 5 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, de 5 a 10 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 10 a 25 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 25 a 50 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, 50 a 100 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ e >100 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$. A classificação das perdas de solo permite obter resultados qualitativos e associar aos dados quantitativos obtidos pela RUSLE, integrando os resultados de maneira clara.

Para das perdas de solo nos períodos agroclimáticos selecionados foram utilizados os fatores de uso e cobertura do solo associados à erosividade do período, enquanto os outros fatores se mantem constantes ao longo do ano. As perdas de solo do verão resultaram do produto da erosividade média do verão, o fator de erodibilidade, o fator topográfico, o uso e manejo do solo para o período do verão obtido através da classificação de uma imagem representativa do período, este processo é análogo para os outros períodos analisados.

### 4.2.9. Tolerância à perda de solo

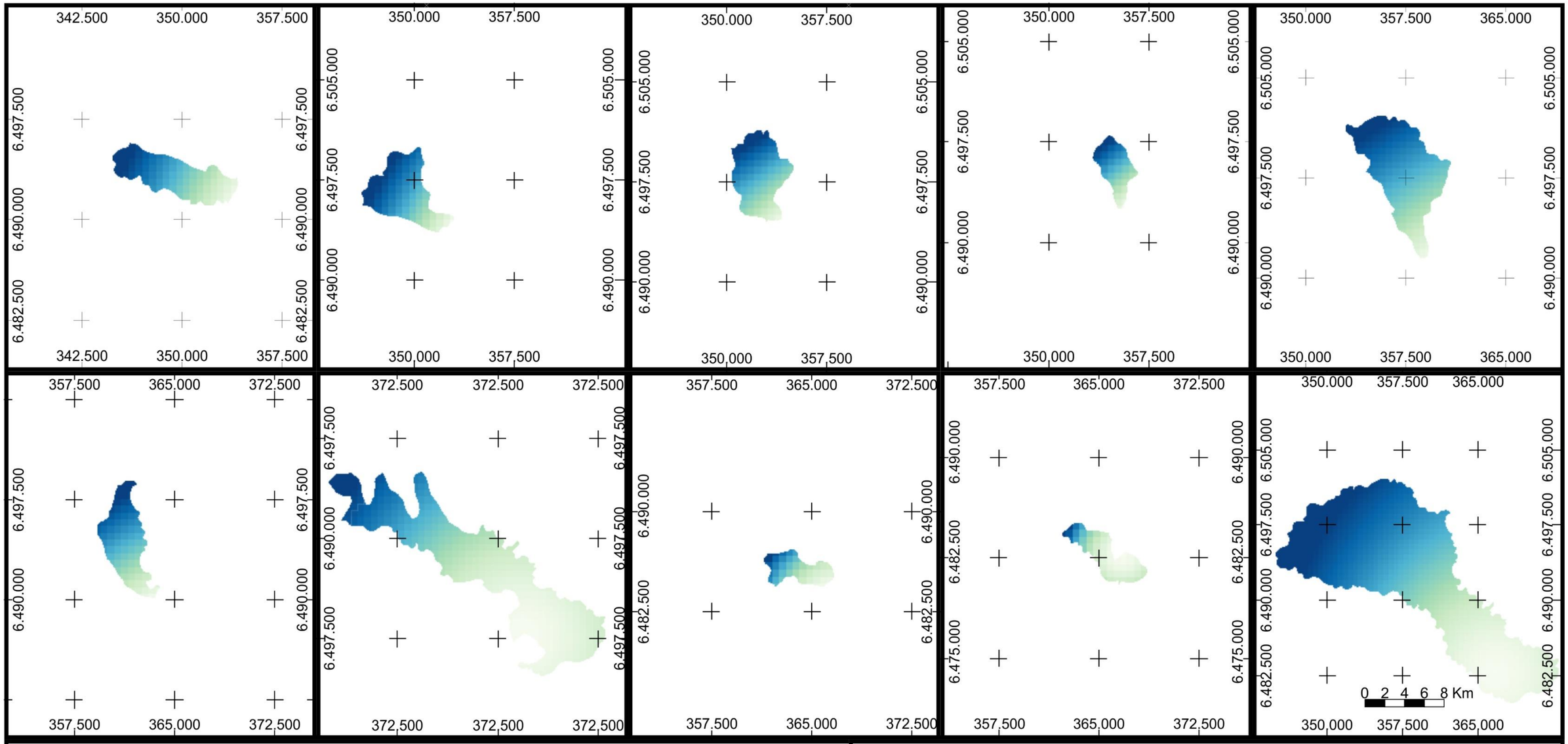
A discretização das tolerâncias à perda de solo auxilia na caracterização de sub-bacias em que o processo erosivo está predominando, desta forma, é possível estabelecer prioridades quanto aos locais que as atividades estejam sendo prejudiciais à conservação do solo e da água.

Por meio da análise de sub-bacias, com variação espacial e temporal, os modelos podem auxiliar o processo de decisão, estabelecendo áreas prioritárias para conservação e/ou recuperação.

## 4.3. Resultados e Discussão

### 4.3.1. Fator R

A erosividade média anual das sub-bacias analisadas (Figura 12) varia em relação à própria sub-bacia e em relação às demais sub-bacias. A visualização destas variações individualizadas fornece o melhor entendimento de como atuam as forças erosivas em cada sub-bacia. A variação espacial demonstrou que as bacias seguem o mesmo padrão, de maior erosividade nas partes mais ao noroeste e menor no sentido sudeste.



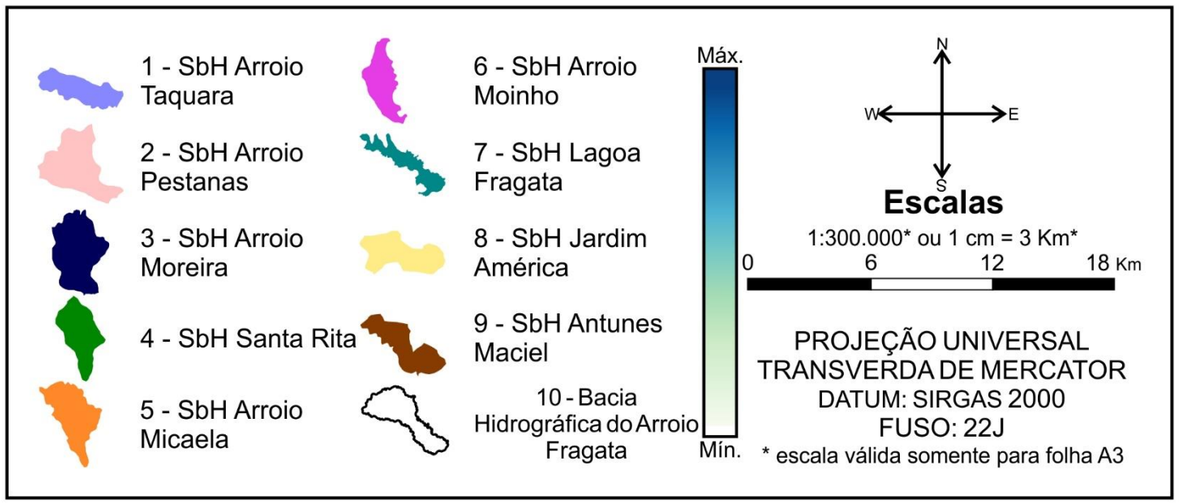




Figura 12 - Mapa da erosividade média anual nas sub bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
RS-BRASIL

PPG MACSA

EROSIVIDADE MÉDIA ANUAL DAS SUB BACIAS

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

A erosividade nas sub-bacias estudadas foi maior no período do verão, outono, inverno e primavera, respectivamente, estes resultados são guiados pelo clima subtropical da região sul, onde ocorrem períodos de temperaturas anômalas para as épocas do ano. O comportamento dos dados (Figura 13) mostrou que as SbH Jardim América e Antunes Maciel têm um fator R menor que as outras, enquanto a SbH Lagoa Fragata tem a maior amplitude dentre as SbH analisadas, pois sua extensão territorial acompanha a variação da erosividade na BHAF.

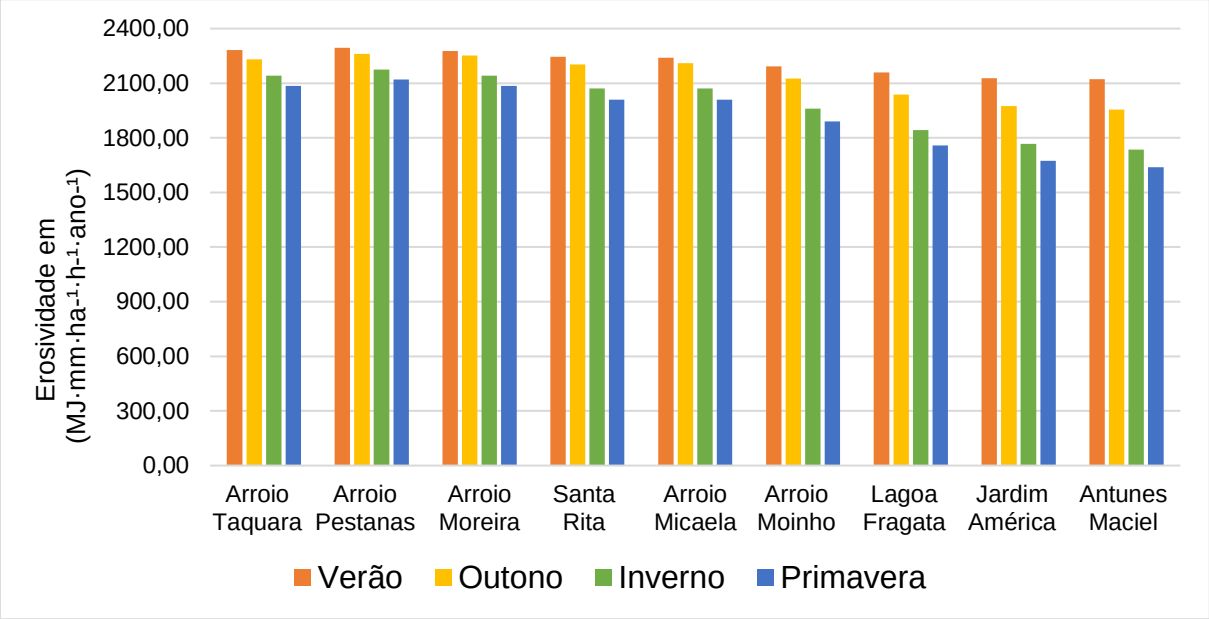



Figura 13 - Erosividade da chuva nas sub bacias hidrográficas em relação à variação temporal. Elaborado pelo Autor.

Pode-se perceber que a variação temporal segue o comportamento climático da região sul, sendo a época de maior erosividade média a do verão, decrescendo até a primavera. Em virtude de sua localização mais ao norte da região analisada a SbH arroio Moinho possui a maior erosividade média dentre as sub-bacias.

Quando comparados à erosividade na BHAF concentrada, percebe-se que o padrão de distribuição das sub-bacias é igual ao da bacia concentrada, onde há um acréscimo na erosividade no sentido noroeste.

### 4.3.2. Fator K

O fator K de cada sub-bacia foi inserido no ambiente SIG por meio das classes de solo que englobam cada sub-bacia (Tabela 15) e através ponderação dos dados obtidos em pesquisa bibliográfica e pelos modelos de Denardin (1990) e Wischmeier et al. (1971) (Tabela 16), os quais foram espacializados (Figura 14).

A partir da análise dos dados nota-se a influência dos solos originados em relevos acentuados, diferindo dos ocasionados em relevos planos. Os solos das sub-bacias da metade superior da bacia são predominantemente Argissolos, Neossolos e associações entre Argissolos e Neossolos em função da altitude mais elevada e, portanto, apresentam erodibilidade mais alta do que os que estão na parte mais baixa da bacia, onde se tem a predominância de Planossolos, Gleissolos e Espodossolos, solos com menos propensão natural à erosão.

Tabela 15 - Representatividade dos solos na composição das sub-bacias hidrográficas.

| **Sub-bacias hidrográficas e área das classes de solo (Km²)** | **Arroio Taquara** | **Arroio Pestanas** | **Arroio Moreira** | **Santa Rita** | **Arroio Micaela** |
|---|---|---|---|---|---|
| **PBACd** | 9,01 | 15,36 | 0,06 | 0,00 | 0,00 |
| **PVAd** | 4,81 | 3,00 | 0,09 | 0,00 | 0,00 |
| **RRd** | 0,00 | 1,23 | 0,20 | 0,00 | 0,00 |
| **PVAd+PVAe** | 6,89 | 0,08 | 2,52 | 6,42 | 20,78 |
| **SXe** | 0,72 | 0,00 | 0,00 | 0,17 | 4,91 |
| **Gmve** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **ESKo** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **Gmve+OX** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **RRd+PBACd** | 0,00 | 0,04 | 2,72 | 0,00 | 2,72 |
| **PBACd+RRd+RRe** | 0,00 | 0,80 | 14,14 | 1,95 | 9,00 |

| **Sub-bacias hidrográficas e área das classes de solo (Km²)** | **Arroio Moinho** | **Lagoa Fragata** | **Jardim América** | **Antunes Maciel** |
|---|---|---|---|---|
| **PBACd** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **PVAd** | 0,00 | 0,05 | 0,00 | 0,00 |
| **RRd** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **PVAd+PVAe** | 5,78 | 7,42 | 0,00 | 0,00 |
| **SXe** | 8,54 | 40,53 | 7,59 | 8,53 |
| **Gmve** | 0,00 | 10,39 | 0,53 | 0,72 |
| **ESKo** | 0,00 | 8,45 | 0,31 | 1,01 |
| **Gmve+OX** | 0,00 | 11,97 | 0,00 | 0,99 |
| **RRd+PBACd** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| **PBACd+RRd+RRe** | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

Os valores estimados a partir das metodologias de Denardin (1990) e Wischmeier et al. (1971) apresentaram resultados superiores aos encontrados na bibliografia, elevando os valores médios nas sub-bacias, estes valores estão associados a baixa representatividade edáfica do modelo de Denardin (1990) para o Brasil resultando em amplitudes analisadas fora da faixa que foi à qual foi composto o modelo.

Tabela 16 - Erodibilidade média dos solos das sub-bacias hidrográficas, com dados de bibliografias e estimados a partir das metodologias de Wischmeier et al. (1971) e Denardin (1990).

| **Erodibilidade média nas sub-bacias (Mg·ha h $MJ^{-1}$·$mm^{-1}$·$ha^{-1}$)** | **K de Bibliografia** | **K Denardin (1990) BR+EUA** | **K Denardin (1990) BR** | **K Wischmeier et al. (1971)** |
|---|---|---|---|---|
| Arroio Taquara | 0,0243 | 0,0399 | 0,0317 | 0,0396 |
| Arroio Pestanas | 0,0227 | 0,0427 | 0,0344 | 0,0380 |
| Arroio Moreira | 0,0384 | 0,0437 | 0,0345 | 0,0368 |
| Santa Rita | 0,0313 | 0,0403 | 0,0309 | 0,0400 |
| Arroio Micaela | 0,0317 | 0,0399 | 0,0296 | 0,0388 |
| Arroio Moinho | 0,0276 | 0,0357 | 0,0227 | 0,0400 |
| Lagoa Fragata | 0,0244 | 0,0337 | 0,0348 | 0,0378 |
| Jardim América | 0,0256 | 0,0315 | 0,0184 | 0,0388 |
| Antunes Maciel | 0,0248 | 0,0317 | 0,0244 | 0,0379 |

Com base nas classes de solos presentes na área da SbH Arroio Pestanas, é possível associar os valores elevados de erodibilidade média estimados por ambas metodologias de Denardin (1990) com a maior presença de Argissolo Bruno-Acinzentado que comtempla aproximadamente 60% da área da SbH, a área reduzida da SbH e a homogeneidade nas classes de solo superestimam a média da erodibilidade do local.

O uso da metodologia de Denardin (1990) com solos do BR+EUA se mostrou eficaz ao estimar a erodibilidade das classes de solos apresentadas, pois utiliza solos brasileiros e norte americanos para aumentar a capacidade do modelo, dessa maneira os solos presentes nas sub-bacias ficam mais próximos dos valores observados por Santos et al (2008) do que quando estimados com a metodologia de Wischmeier et al. (1971) onde não houve presença de solos brasileiros para elaboração do modelo.

A sub-bacia hidrográfica do arroio Moreira apresenta os maiores valores para o fator K de bibliografias, pois conta com a presença de Neossolos na associação com

Argissolos, elevando o valor do fator K. Na SbH do arroio Moreira 47% da sua extensão apresenta Neossolo ou associações com Neossolos.

De maneira geral, as sub-bacias que apresentam maiores áreas de Neossolos e associações com Neossolos resultaram em valores mais altos para o fator K, e estão associadas às sub-bacias com relevo mais movimentado, onde predominam os Neossolos.

1 - SbH Arroio Taquara

2 - SbH Arroio Pestanas

3 - SbH Arroio Moreira

4 - SbH Santa Rita

5 - SbH Arroio Micaela

6 - SbH Arroio Moinho

7 - SbH Lagoa Fragata

8 - SbH Jardim América

9 - SbH Antunes Maciel

10 - Bacia Hidrográfica do Arroio Fragata

Máx.

Mín.

N

W

E

S

**Escalas**

1:300.000* ou 1 cm = 3 Km*

0 6 12 18 Km

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERDA DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J

* escala válida somente para folha A3

Figura 14 - Mapa da erodibilidade nas sub bacias hidrográficas com base em dados de bibliografias. Elaborado pelo Autor.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS · RS-BRASIL

PPG MACSA

# ERODIBILIDADE DE BIBLIOGRAFIAS DAS SUB BACIAS

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

A união de diversas condições analisadas na metodologia de Denardin (1990) para solos do Brasil e Estados Unidos favoreceu as classes presentes nas SbH, pois houve maior representatividade dos parâmetros presentes nos solos analisados.

A metodologia de Denardin (1990) para solos do Brasil resultou em valores mais baixos de K, porém apresentou os maiores valores nas classes de Gleissolos. Estes resultados podem ser explicados pela classe de permeabilidade 6 que está associada a estes solos e pelo alto teor de matéria orgânica presente nos perfis modais analisados. Ressalta-se ainda que esta metodologia resultou em valores que tendem a 0 para a classe de Espodossolos, mostrando-se inadequada para analisar estes solos quando apresentam alto teor de areia grossa + areia muito grossa e baixas quantidades de matéria orgânica.

### 4.3.3. Fator LS

A declividade desempenha um papel fundamental na associação do fator LS pelas sub-bacias (Tabela 17), vê-se que com o relevo ondulado predominante nas SbH tem-se os maiores valores do fator LS, enquanto nos relevos mais planos ou suaves há uma redução nestes índices do fator LS. Nas sub-bacias hidrográficas localizadas nas regiões altas predominam as classes com relevo classificado como moderadamente ondulado, ondulado e suave ondulado, estas características atribuem um valor mais elevado ao fator LS visto que se aumenta o grau e comprimento dos declives. A SbH arroio Moinho possui o predomínio de relevo ondulado, sendo caracterizada pela presença de Neossolos, associados a áreas com declividades acentuadas.

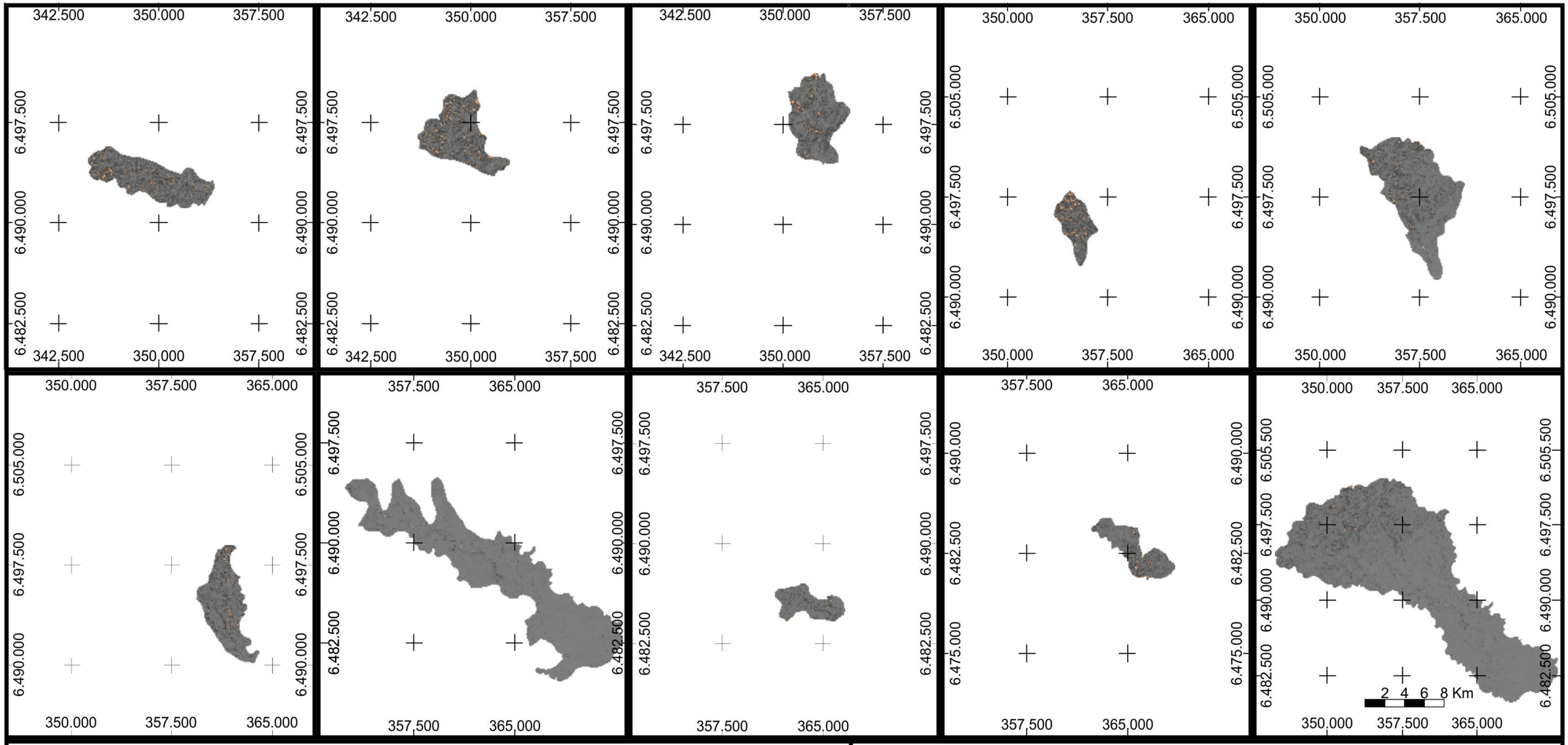
As bacias com relevo mais plano e sem alterações abruptas na declividade resultam em um fator LS médio menor. As sub-bacias Jardim América e Antunes Maciel possuem LS médio de 0,2769 e 0,2504 respectivamente. Na SbH Jardim América predomina o relevo suave ondulado em 47% da SbH, enquanto na SbH Antunes Maciel 54% de sua declividade é plana.

Tabela 17 - Fator LS médio para cada sub-bacia utilizando a metodologia de Desmet & Govers (1996).

| Sub-bacias hidrográficas | Fator LS estimado pela metodologia de Desmet & Govers (1996) | Classe de declividade predominante |
|---|---|---|
| Arroio Taquara | 0,8125 | Ondulado |
| Arroio Pestanas | 1,0715 | Ondulado |
| Arroio Moreira | 1,3306 | Ondulado |
| Santa Rita | 0,6476 | Suave ondulado |
| Arroio Micaela | 0,8865 | Suave ondulado |
| Arroio Moinho | 0,4926 | Suave ondulado |
| Lagoa Fragata | 0,3369 | Suave ondulado |
| Jardim América | 0,2769 | Suave ondulado |
| Antunes Maciel | 0,2504 | Plano |

Estes valores médios são menores do que o valor médio para a BHAF (0,6452), demonstrando que as sub-bacias da porção mais baixa não tem tanta influência sobre o fator LS da BHAF. Estes valores são influenciados pelas sub-bacias que se situam na parte alta e possuem um relevo movimentado.

O comprimento e grau de declive discretizados em sub-bacias (Figura 15) permitem compreender as características plani-altimétricas particulares de cada delimitação, fornecendo informações específicas do local de interesse analisado e assim colaborando com abordagens conservacionistas que podem ser empregadas em cada sub-bacia.



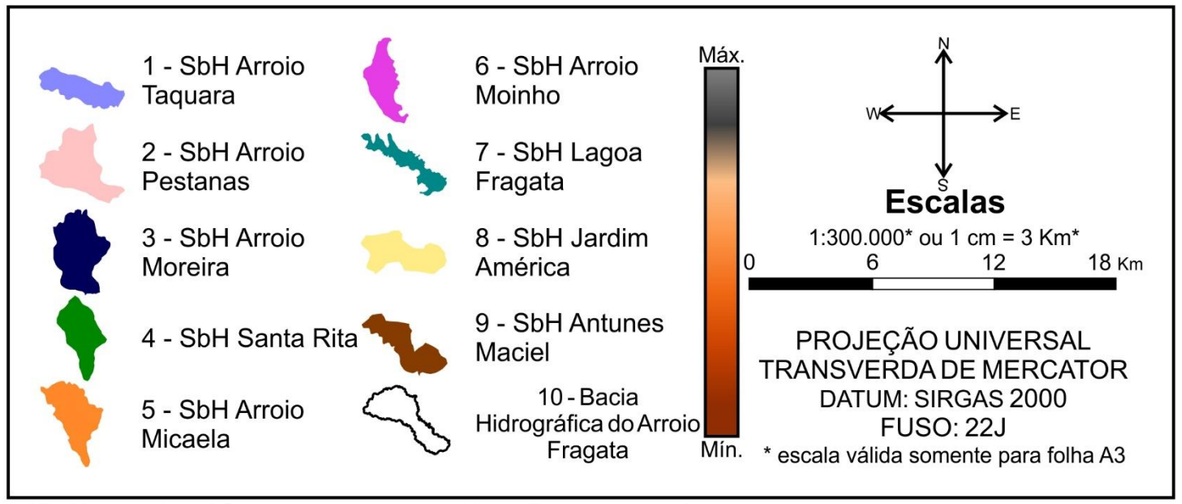




Figura 15 - Mapa do fator LS das sub bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor.

FATOR LS DAS SUB BACIAS

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

### 4.3.4. Fator C

A partir dos valores utilizados no fator C (Tabela 18) foram gerados os planos de informações estimaram as condições de uso e manejo do solo a partir das imagens LandSat8/OLI, datadas de 28 de Fevereiro de 2016 para a imagem do verão, 22 de Agosto de 2016 para a imagem do inverno, 12 de Dezembro de 2016 para a imagem da primavera e 25 de Maio de 2017 para a imagem do outono.

Tabela 18 - Classes de uso do solo e fator C utilizado na bacia hidrográfica do arroio Fragata.

| Classe de uso do solo | Fator C | Referência | Fator C médio |
|---|---|---|---|
| Água | 0,0000 | Bertoni & Lombardi Neto, (2014) | 0,0000 |
| Mata Nativa/Silvicultura | 0,0010<br>0,0004<br>0,0004<br>0,0001 | Graça et al. (2015)<br>Silva et al. (2010)<br>Demarchi (2012)<br>Lino (2010) | 0,0005 |
| Campo | 0,0100<br>0,0050<br>0,0200<br>0,0070<br>0,0143<br>0,0010<br>0,0500<br>0,0100 | Silva et al. (2010)<br>Silva et al. (2010)<br>Macedo et al. (2012)<br>Galdino (2013)<br>Galdino (2013)<br>Silva et al. (2010)<br>Silva et al. (2010)<br>Graça et al. (2015) | 0,01466 |
| Agricultura | 0,0648 | Didoné (2013) | 0,0649 |
| Solo Exposto | 1,0000 | Macedo et al. (2012) | 1,0000 |
| Área urbana | 0,0000 | | 0,0000 |
| Área Industrial | 0,0000 | | 0,0000 |

Com o estudo e classificação do uso e manejo do solo nas sub-bacias (Figura 16) é possível destacar o uso principal e a característica que cada sub-bacia possui. As sub-bacias Jardim América e Antunes Maciel possuem alto índice de urbanização e baixa quantidade de áreas com uso agrícola. Enquanto nas SbH arroio Taquara, arroio Pestanas e arroio Moreira a predominância no uso do solo ocorre com

pastagens e campos nativos, pois o solo não é propicio para agricultura com cultivo anual, resultando em maiores áreas destinadas à pecuária.

As SbH com extensão de áreas agrícolas mais significativas dentre as sub-bacias são a Santa Rita, a Micaela, o Salso e a parte superior da Lagoa Fragata, pois os solos nestas áreas são geralmente mais profundos, viabilizando a agricultura na área. Como resultado disso, tem-se a maior extensão de áreas agrícolas, e consequentemente, coberturas que variam ao longo do tempo, passando por períodos de plantio, colheita, preparo do solo e diversas interações que mudam o uso ao longo do ano.

A variação sazonal no uso evidenciou que 78% das sub-bacias apresentam maiores extensões de solo exposto, em função do preparo, no período da primavera, o qual antecede o plantio das culturas. A partir destes dados é possível fornecer subsídio para que ações sejam focadas no melhor uso e manejo do solo nestas épocas. Além disso, na transição da primavera para o verão que a erosividade começa a retornar ao seu valor máximo. Logo, nesse período ocorrem as piores combinações entre erosividade e solo exposto.

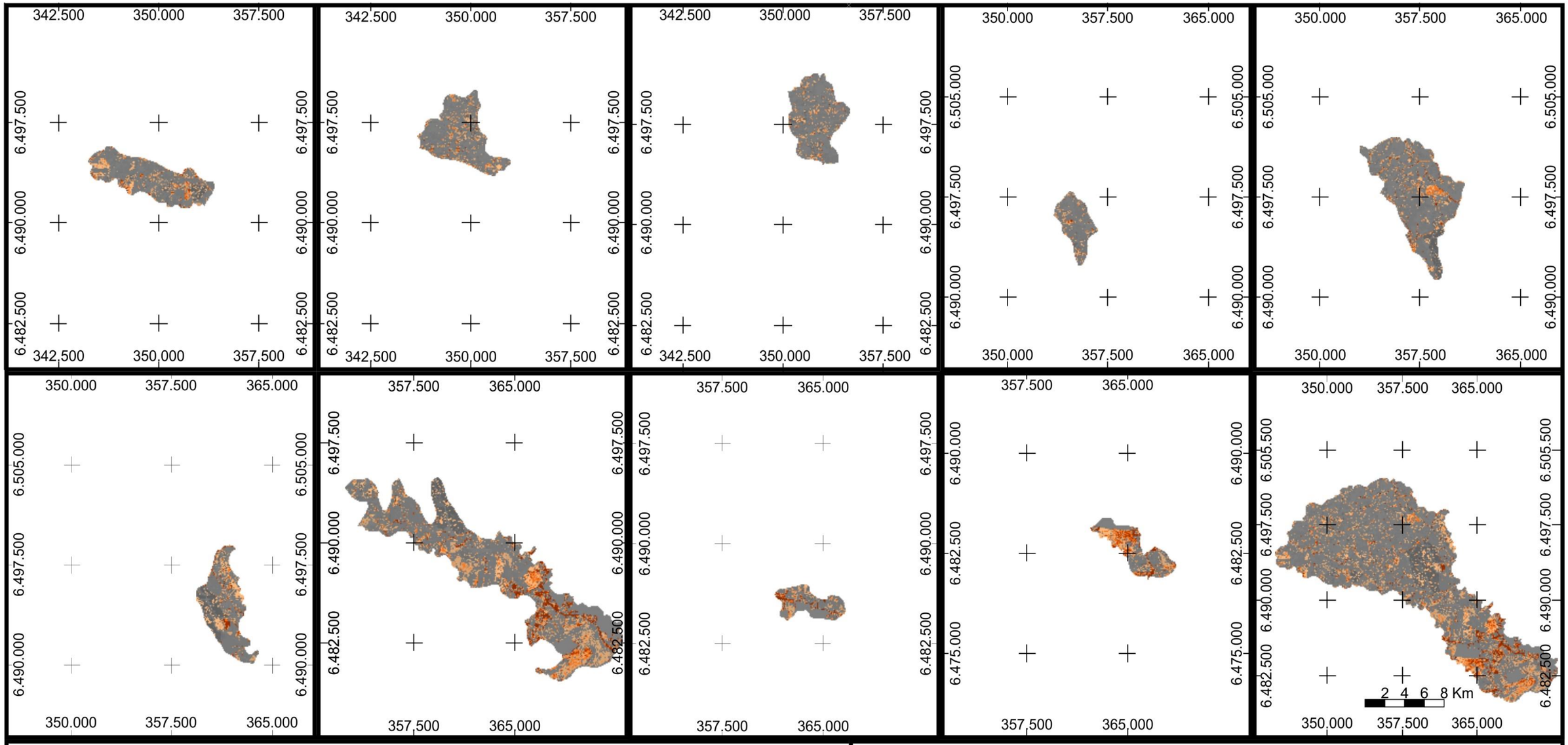



Figura 16 - Mapa do fator C médio anual nas sub bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor.

### 4.3.5. Fator P

As práticas conservacionistas ficam restritas as áreas com uso agrícolas, pois atuam como atenuantes dos efeitos que a agricultura provoca nas perdas de solo. Neste sentido, o uso de práticas foi simulado para as áreas agrícolas.

Com o uso de plantio em contorno foi possível reduzir em até 85% as perdas de solo na sub-bacia Jardim América, pois com a redução da ação do fator C sobre as perdas de solo relacionadas, os outros fatores não são expressivos, pois o relevo característico é plano e a área é de baixa erosividade. As outras sub-bacias apresentaram resultados semelhantes, sendo a SbH do Salso com 72% de redução de perdas, ou seja, o resultado mais baixo alcançado.

As sub-bacias que mais são afetadas pelo uso das práticas conservacionistas são justamente as que apresentam maiores extensões de usos agrícolas ou em que são mais influentes estes processos agrícolas, consequentemente, estes dados fornecem a capacidade de delimitar as áreas que são mais receptivas a tais práticas na região.

### 4.3.6. Perdas de solo por erosão hídrica

As perdas de solo médias anuais (Figura 17) nas sub-bacias foram maiores na parte alta da região, onde há integração entre erosividade mais elevada, solos com maior índice de erodibilidade, fator LS mais significativo em função das conformidades do relevo mais acentuado, e variações no uso do solo. Esses fatores resultaram em valores médios de perdas de solo superiores a 12 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$. Nas bacias da parte porção baixa as médias foram de 9 $Mg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$.

Com as perdas de solos discretizadas por sub-bacias é possível entender como ocorre a contribuição de cada uma para a bacia hidrográfica concentrada. A Tabela 18 apresenta a perda média anual de cada SbH e a perda média anual da bacia concentrada. A partir dos dados vê-se que existem 5 SbH com perdas acima da média da BH concentrada e 4 SbH com perdas menores. Com base nisso, identifica-se a SbH do arroio Moreira como sendo a maior contribuinte para as perdas de solo, nesta SbH encontram-se condições desfavoráveis de erosividade, solos frágeis, e condições de relevo que facilitam a erosão hídrica e por contar com uma maior extensão territorial dentre as SbH do terço superior da BHAF.

Tabela 19 - Perdas de solo médias nas sub-bacias e contribuição para perda de solo média concentrada.

| **Sub-bacias hidrográficas** | **Perda de solo média anual (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)** | **Diferença entre perda de solo média anual da SbH em relação à BH concentrada** |
|---|---|---|
| Arroio Taquara | 15,56 | 3,01 |
| Arroio Pestanas | 12,70 | 0,15 |
| Arroio Moreira | 19,96 | 7,41 |
| Santa Rita | 11,60 | -0,95 |
| Arroio Micaela | 15,42 | 2,87 |
| Arroio Moinho | 13,40 | 0,85 |
| Lagoa Fragata | 8,96 | -3,59 |
| Jardim América | 9,15 | -3,40 |
| Antunes Maciel | 11,21 | -1,34 |
| **BH concentrada** | **12,55** | |

De maneira análoga, a SbH Lagoa Fragata é a que mais se distancia do valor médio de perda de solo, para BH concentrada. Esta SbH transita por condições de relevo distintas que amenizam os efeitos do fator LS, bem como cobertura do solo eficaz e grande parte de sua área está relacionada aos valores de erosividade amenos.

Na Tabela 18 os valores negativos representam a diferença de perdas de solo em relação à perda média da BHAF concentrada, relacionando as bacias que contribuem positivamente ou negativamente para as perdas de solo em relação à média. Estas indicações contribuem para que sejam localizadas as sub-bacias que mais contribuem com as perdas de solo, dessa maneira podem ser focados esforços nas sub-bacias que estão com perdas de solo maiores que a média.

1 - SbH Arroio Taquara

2 - SbH Arroio Pestanas

3 - SbH Arroio Moreira

4 - SbH Santa Rita

5 - SbH Arroio Micaela

6 - SbH Arroio Moinho

7 - SbH Lagoa Fragata

8 - SbH Jardim América

9 - SbH Antunes Maciel

## Legenda

Mg·ha$^{-1}$·ano$^{-1}$

<1* | 1 a 5* | 5 a 10* | 10 a 25* | 25 a 50* | 50 a 100* | >100*

Água | Área Industrial | Área Urbana

*conforme classificação de Batista et al. (2017)

N W E S

**Escalas**

1:300.000* ou 1 cm = 3 Km*

0 6 12 18 Km

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERDA DE MERCATOR
DATUM: SIRGAS 2000
FUSO: 22J
* escala válida somente para folha A3

Figura 273 - Mapa das perdas de solo médias anuais das sub bacias hidrográficas. Elaborado pelo Autor.

PERDAS DE SOLO MÉDIAS ANUAIS DAS SUB BACIAS

STEFAN DOMINGUES NACHTIGALL

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS

PPG EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

PELOTAS, FEVEREIRO DE 2018

### 4.3.7. Tolerância às perdas de solo

A análise da tolerância à perda de solo (Tabela 19) foi realizada após o cálculo das perdas de solo. A tolerância foi gerada para subsidiar as questões inerentes ao estado atual das sub-bacias hidrográficas.

Os valores de tolerância foram obtidos por meio de classes de solos mapeadas por Carvalho (1986), Campos (2009) e Santos (2011), em posse dos dados destes solos, Nunes et al. (2012), determinaram a tolerância à perda de solos por meio de três métodos, Lombardi Neto & Bertoni, (1975), Galindo & Margolis (1989) e Bertol & Almeida (2000).

Tabela 20 - Valores de tolerância às perdas para os solos das sub-bacias hidrográficas.

| **Classes de solos** | **Valores de tolerância às perdas de solo (Mg $ha^{-1}ano^{-1}$)** |
|---|---|
| PBACD | 8,26 |
| PVAD | 8,26 |
| RRD | 11,36 |
| PVAD+PVAE | 8,26 |
| SXE | 8,70 |
| GMVE | 13,67 |
| ESKO | 7,79 |
| GMVE+OX | 13,67 |

Estes dados forneceram informações que contribuem para a implantação de práticas conservacionistas que visem melhor o estado de conservação das sub-bacias hidrográficas estudadas. A partir da Tabela 20 tem-se as sub-bacias que mais possuem áreas com limites de perdas acima e abaixo do tolerável.

As sub-bacias Jardim América e Antunes Maciel possuem 28% e 35%, respectivamente, de sua área com perdas médias de solo acima do limite tolerável.

Estas sub-bacias possuem características urbanas, em que o uso do solo sofre pouca alteração ao longo do ano. O fator LS é pouco expressivo, pois há pouca movimentação no relevo.

Tabela 21 - Relação entre os valores médios de tolerância às perdas de solo por sub-bacias hidrográficas.

| Sub-bacias hidrográficas | Valores de tolerância | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Acima | | Abaixo | | Área total |
| | Absoluta (Km²) | Relativa (%) | Absoluta (km²) | Relativa (%) | (km²) |
| **Arroio Taquara** | 4,98 | 23 | 16,45 | 77 | 21,43 |
| **Arroio Pestanas** | 3,63 | 18 | 16,88 | 82 | 20,51 |
| **Arroio Moreira** | 3,89 | 20 | 15,83 | 80 | 19,72 |
| **Santa Rita** | 1,29 | 16 | 6,94 | 84 | 8,23 |
| **Arroio Micaela** | 6,83 | 18 | 30,34 | 82 | 37,16 |
| **Arroio Moinho** | 4,39 | 24 | 13,90 | 76 | 18,29 |
| **Lagoa Fragata** | 15,32 | 22 | 55,74 | 78 | 71,06 |
| **Jardim América** | 1,73 | 28 | 4,55 | 72 | 6,28 |
| **Antunes Maciel** | 3,43 | 35 | 6,41 | 65 | 9,85 |

As SbH com maior extensão de áreas com perdas de solo abaixo dos limites toleráveis para cada tipo de solo é a SbH Santa Rita, que possui uma variação sazonal no uso do solo que contribui para que não fiquem grandes áreas de solo exposto ao longo do ano, utilizando pastagens e cobertura adequada entre os períodos onde não há culturas em desenvolvimento, fornecendo proteção ao solo enquanto ele não é utilizado para fins agrícolas.

## 4.4. Conclusões

A partir da análise discretizada realizada contatou-se que as sub-bacias possuem características diferentes entre si, e quando comparadas com a análise concentrada. Considerando cada sub-bacia como uma unidade individual, as medidas que visem mitigar as perdas de solo por erosão hídrica devem ser adequadas para cada realidade local.

A discretização resultou em 9 sub-bacias hidrográficas provenientes da bacia hidrográfica do arroio Fragata, a qual se subdividiu em 6 sub-bacias na parte alta (arroio Taquara, arroio Pestanas, arroio Moreira, Santa Rita, arroio Micaela e arroio Moinho), 2 na parte baixa (Jardim América e Antunes Maciel) e 1 sub-bacia situa-se na parte intermediária chamada Lagoa Fragata.

A erosividade média anual (8846,64 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$) foi maior na sub-bacia do arroio Pestanas, situada mais ao norte da BHAF, e atingiu máximas de 9008,29 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$ e mínimas de 8426,45 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$, obteve também maior erosividade no verão com 2295,20 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$.

A erodibilidade média a partir de dados de bibliografia foi maior na SbH do arroio Moreira com 0,0384 $Mg \cdot ha\ h\ MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$, estes valores foram mais elevados nesta sub-bacia pois é predominantemente situada em Neossolos, que possuem elevado grau de erodibilidade. A SbH com menor valor de erodibilidade média foi a arroio Pestanas (0,0227 $Mg \cdot ha\ h\ MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$) onde predomina o Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico.

O fator LS foi mais elevado na SbH do arroio Moreira, alcançando valores médios de 1,33, enquanto a SbH Antunes Maciel alcançouo menor fator LS médio de 0,25. Estes valores estão associados à declividade predominante, pois o relevo ondulado recobre 31% da SbH do arroio Moreira, enquanto o relevo plano recobre 54% da SbH Antunes Maciel.

O fator C variou conforme as características das sub-bacias e da sazonalidade, as áreas de agricultura foram maiores no período do verão e outono, em bacias com solo mais profundos e relevos propensos a agricultura como a SbH Lagoa Fragata e Micaela. Enquanto as sub-bacias com relevo mais ondulado predominam o campo e as matas nativas e silvicultura.

O plantio em contorno se adotado poderia reduzir em até 85% as perdas de solo na bacia hidrográfica Jardim América, onde a influência do uso do solo é maior, devido aos baixos índices de erosividade e o relevo predominantemente plano.

As perdas de solo das sub-bacias mostraram diferenças entre bacias que se situam nas partes altas e baixas. As bacias da parte alta do relevo possuem perdas médias de 14,77 Mg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, classificadas como moderadas, e as bacias da porção baixa possuem perdas médias de 9,77 Mg·$ha^{-1}$$ano^{-1}$ classificadas como nulas.

As tolerâncias às perdas de solo indicaram que a SbH Antunes Maciel possui 35% de sua extensão com áreas acima do limite tolerável para perdas de solo por erosão hídrica. Este elevado índice de áreas está associado ao uso e manejo inadequado aos solos da região. Enquanto a SbH Santa Rita possui 84% de sua área dentro dos limites toleráveis para os solos da região apresentando boas condições de conservação.

## 5. Considerações finais

Contatou-se que a erosividade média anual da sub-bacia arroio Moinho foi de 8846, 64 MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$ enquanto na BHAF foi 8214,75. MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$. A erosividade média do verão foi a mais alta dentre os períodos sazonais analisados, chegando a valores de 2209,70 MJ·mm·ha$^{-1}$·h$^{-1}$·ano$^{-1}$ e representando 27% da erosividade média anual. Estes resultados indicam que deve-se realizar um planejamento visando melhor adaptabilidade para as épocas de plantio que adequem os períodos de preparo do solo, para não coincidirem com as épocas de maior erosividade na BHAF e suas sub-bacias.

Considerando dados provenientes de bibliografias e com a metodologia de Denardin (1990), para solos do Brasil e Estados Unidos, os solos mais suscetíveis à erosão hídrica foram os Neossolos, os quais recobrem 15% da área da BHAF. Quanto a metodologia de Denardin (1990) para solos do Brasil, a maior erodibilidade foi para o Gleissolo Melânico, com 0,0818 Mg ha h MJ$^{-1}$ mm$^{-1}$ h. Para que a erosão hídrica não atue sobre os solos com erodibilidade mais elevada, é necessário um melhor controle do uso nestes locais, ponderando as épocas e as práticas que serão utilizadas.

O relevo que predomina na BHAF é o plano a ondulado (0 a 20%), ocupando 95,24% da área, enquanto que 67% das sub-bacias possuem relevo entre 0 e 8% de declividade.

O fator LS apresenta maiores valores médios na SbH Pestanas com valor de 1,3306, dobro da média para a BHAF concentrada que é de 0,6784. Os altos valores do fator LS estão concentrados nas sub-bacias localizadas na parte superior da BHAF, enquanto que as bacias da porção inferior possuem valor médio do fator LS de 0,2636.

O uso do solo na BHAF varia ao longo do ano, a agricultura sofre alterações na sua área entre 5 a 12%, resultando em um valor do fator C que oscila ao longo do tempo. O campo e a mata nativa e silvicultura estão associados aos menores valores de fator C e recobrem ao longo do ano 48% e 27% de área respectivamente.

Analisar a sazonalidade possibilitou entender as mudanças nas áreas de agricultura ao longo do ano nas sub-bacias. Em sub-bacias onde o solo não é propenso à agricultura (arroio Taquara, arroio Moinho e Pestanas) as variações ao longo do ano na área de agricultura chegam a 4%. Enquanto as sub-bacias com solos mais desenvolvidos para agricultura e com relevo suave a ponto de permitir a

mecanização das áreas essa variação chega a 10%. Os períodos de verão e outono foram os mais expressivos para desenvolvimento da agricultura, obtendo os valores máximos de áreas nestes períodos

As simulações em função do fator P forneceram cenários onde a redução nas perdas de solo chegaram a 80% nas áreas agrícolas simulando o plantio em contorno quando comparadas às áreas sem práticas conservacionistas

A BHAF caracteriza-se pela predominância de perdas nulas a pequenas (77%), com a primavera sendo a estação responsável pelas maiores taxas de perda de solo apesar de apresentar a menor erosividade, pois o aumento das áreas de solo exposto resulta em um solo menos preparado para absorver o impacto das gotas de chuva.

Os solos que mais excederam o limite de tolerância às perdas de solo foram o Espodossolo Ferri-Humilúvico Órtico, o Argissolo Vermelho Amarelo, e o Planossolo Háplico Eutrófico, 29%, 28% e 26% respectivamente, de suas áreas ultrapassaram os limites toleráveis. O Argissolo vermelho amarelo encontra-se em uma área de declive acentuado e erosividade elevada, que elevam os índices de perdas de solo. O Espodossolo Ferri-Humilúvico Órtico e o Planossolo Háplico Eutrófico situam-se em áreas onde o solo exposto predomina em algum período do ano, não oferecendo proteção ao solo.

De maneira geral considera-se que a BHAF bem como suas sub-bacias analisadas possui áreas com erosão hídrica não expressiva, não realizando um impedimento às ações que são implantadas, contudo, possui áreas que devem receber maior foco para mitigação das perdas de solo, seja por meio de uma cobertura de solo mais eficiente ou pela implantação de práticas conservacionistas, às quais resultariam em ganhos significativos para conservação do solo na região.

# REFERÊNCIAS


AIELLO, A.; ADAMO, M.; CANORA, F. Remote Sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. **Catena.** v. 131, p. 174-185, 2015.

ANDRADE, O.; KAPPAS, M.; ERASMI, S. Assesment of erosion hazard in Torres municipality of Lara state (Venezuela) based on GIS. **Interciencia.** v. 35, n. 5, p. 348-356, 2010.

BARGIEL, D.; HERRMANN, S.; JADCZYSZYN, J. Using high-resolution radar images to determine vegetation cover for soil erosion assessments. **Journal of Environmental Management. v**. 124, p. 82-90, 2013.

BARRERA-BASSOLS, N.; TOLEDO, V. M. Ethnoecology of the Yucatec Maya: Symbolism, Knowledge and Management of Natural Resourses. **Journal of Latin American Geography**. v. 4, n.1, p. 9-41, 2005.

BATISTA, P. V. G.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURI, N.; BUENO, I. T.; ACÉRBI JUNIOR, F. W.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande river basin – Brazil. **Catena**. v. 157, p. 139-150, 2017.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 9ª ed. São Paulo: Ícone, 2014, 360p.

BLOISE, G. L. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; REATTO, A.; GUIMARÃES, R. F.; CARVALHO, A. P. F. Avaliação da susceptibilidade natural à erosão dos solos da bacia da Olaria-DF. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento.** 2001.

BOCKHEIM, J. G.; GENNADIYEV, A. N.; HAMMER, R. D.; TANDARICH, J. P. Historical development of key concepts in pedology. **Geoderma**. v. 124, p. 23-36, 2005.

BOLFE, E. D.; SIQUEIRA, O. T. W.; PEREIRA, R. S.; ALBA, J. M. F.; MIURA, A. K. Uso, ocupação das terras e banco de dados geográficos da metade sul do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 6, p. 1729-1737, 2009.

BRASIL. Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997 **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm> acesso em: 28 nov. 2017.

CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J.; SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics.** v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.

CAMPOS FILHO, O.R.; SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P. & LEPRUN, J.C. Erosividade da chuva e erodibilidade do solo no agreste de Pernambuco. **Pesquisa agropecuária brasileira**., Brasília, v. 27, p.1363-1370, 1992.

CARVALHO, M. P.; LOMBARDI NETO, F.; VASQUES FILHO, J.; CATANEO, A. Índices de erosividade da chuva correlacionados com as perdas de solo de um podzólico vermelho-amarelo eutrófico textura argilosa/muito argilosa de Mococa (SP): primeira aproximação do fator erodibilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, p. 237-242, 1989.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Interciência, 2 ed. 2008.

COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G, O.; XAVIER, A, C.; ZANETTI, S. S.; MOREIRA, M. C.; Cálculo do fator LS da equação Universal de perda de solo (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@mbiente on-line.**v. 8, n. 1, p. 01-09, 2014.

CUNHA, E.; BACANI, V.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards.** v. 85, n. 2, p. 851-868, 2017.

CUNHA, N. G.; SILVEIRA, R. J. C**. Estudo dos solos do município de Capão do Leão.** EMBRAPA-CPACT (Documentos, 11/96). Pelotas, Ed. UFPel, 1996a. 54p.

CUNHA, N. G.; SILVEIRA, R. J. C. **Estudo dos solos do município de Pelotas**. EMBRAPACPACT (Documentos, 12/96). Pelotas, Ed. UFPel, 1996b. 50p.

CUNHA, N. G.; SILVEIRA, R. J. C.; SEVERO, C. R. S. **Estudo dos solos do município de Morro Redondo**. EMBRAPA-CPACT (Documentos, 23/96). Pelotas, Ed. UFPel, 1996. 28p.

DAMÉ, R. C. F.; TEIXIERA, C. F. A.; GONÇALVES, T.; SANTOS, J. P.; QUADRO, M. S. Erosividade sob duas durações de intensidades máximas da chuva em Pelotas-RS. **Revista Agro@mbiente on-line.**v. 6, n. 1, p. 01-08, 2012.

DEMARCHI, J. C. **Geotecnologias aplicadas à estimativa de perda de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo-SP.** 2012. 150 f. Dissertação (Mestre em Agronomia – Energia na agricultura) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2012.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v.29, n.2, p.102-114, 2014. Disponível em: <http://revistas.fca.unesp.br/index.php/energia/ article/view/841/973>. Acesso em: 01 jun. 2016.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeni, v. 51, n. 5, p .427-433, Sep./Oct. 1996. Disponível em: <http://www.jswconline.org/content/51/5/427.full.pdf>. Acesso em: 06 de julho 2016.

DIDONÉ, E. J. **Erosão bruta e produção de sedimentos em bacia hidrográfica sob plantio direto no planalto do Rio Grande do Sul**. 2013. 228 f. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. **Análise espacial de dados geográficos.** EMBRAPA. 2004.

DUAN, X.; XIE, Y.; LIU, B.; LIU, G.; FENG, Y.; GAO, X. Soil loss tolerance in the black soil region of Northeast China. **Journal of Geographical Sciences**. v. 22, n. 4, p. 737-751, 2012.

ELLISON, W. D. Some effects of raindrops and surface-flow on soil erosion and infiltration. **Transactions American Geophysical Union.** v. 26, n. 3, p. 415-429, 1945.

EVRARD, O.; NORD, G.; CERDAN, O.; SOUCHÈRE, V.; BISSONNAIS, Y. L.; BONTÉ, P. Modelling the impact of land use change and rainfall seasonality n sediment export from an agricultural catchment of northwestern European loess belt. **Agricultural, Ecosystems and Environment**. v. 138, n. 1, p. 83-94, 2010.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perda de Solo utilizando novas metodologias em SIG para cálculo de seus fatores na região do Alto Parnaíba – MA. **Revista Brasileira de Geomorfologias**. v.7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FERREIRA, V.; PANAGOPOULOS, T. Seasonality of soil erosion under Mediterranean conditions at the Alqueva Dam watershed. **Environmental Management**. v. 54, n. 1, p. 67-83, 2014.

FIORI, A. P.; FIORI, C. O.; DISPERATI, L. CONCEIÇÃO, A.; KOZCIAK, S.; GUEDES, J. A.; CIALLI, A. O processo erosivo na bacia do Alto Paraguai. **Boletim Paranaense de Geociências,** n. 49, p. 63-78, 2001.

FLORES, C. A.; ALBA, J. M. F.; **Zoneamento edáfico de culturas para o município de Santa Maria – RS, visando o ordenamento territorial**. Carlos Alberto Flores, José Maria Filippini Alba, editores técnicos. – Brasília, DF: Embrapa, 2015. 309 p.

GABRIELS, D.; GHEKIERE, G.; SCHIETTECATTE, W.; ROTTIERS, I. Assessment of USLE cover-management C-factor for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. **Soil & Tillage Research.** v. 74, p. 47-53, 2003.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/MT**. 2012. 99 f. Tese (Doutor em Engenharia Agrícola – Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GARBRECHT, J. D.; STARKS, P. J. Watershed sediment yield reduction through soil conservation in a West-Central Oklahoma watershed. **Ecohydrology**. v. 2, p. 313-320, 2009.

GELAGAY, H. S.; MINALE, A. S. Soil loss estimation using GIS and remote sensing techniques: A case of Koga watershed, Northwestern Ethiopia. **International Soil and Water Conservation Research.** v. 4, n. 2, p. 126-136, 2016.

GRAÇA, C. H.; PASSIG, F. H.; KELNIAR, A. R.; PIZA, M. A.; CARVALHO, K. Q.; ARANTES, E. J. Muiltitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 75, n. 4, p. 120-130, 2015.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e propriedades dos solos relevantes para os estudos pedológicos e análise dos processos erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**. v.19, p. 93-114, 1996.

GUPTA, S.; KUMAR, S. Simulating climate change impact on soil erosion using RUSLE model – a case of study in a watershed of Mid-Himalayan landscape. **Journal of Earth System Science**. v. 126, n. 4, p. 1-21, 2017.

HARTWIG, M. P. **Modelagem da geração de sedimentos, por meio da MEUPS, na microbacia do Ribeirão dos Martins, em Piracicaba, SP**. 2009. 127f. Tese (Doutor em Irrigação e Drenagem) – Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

HASENACK, H.; WEBER, E. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul – escala 1:50.000.** Porto Alegre: UFRGS Centro de Ecologia, 2010.

KACHOURI, S.; ACHOUR, H.; ABIDA, H.; BOUAZIZ, S. Soil erosion hazard mapping using Analytic Hierarchy Process and logic regression: a case of study of Haffouz watershed, central Tunisia. **Arabian Journal of Geosciences**. v. 8, n. 6, p. 4257-4268, 2014.

KALAMBUKATTU, J. G.; KUMAR, S. Modelling soil erosion risk in a mountainous watershed of Mid-Himalaya by integrating RUSLE model with GIS. **Eurasian Journal of Soil Science**. v. 6, n. 2, p. 92-105, 2017

KUINCHTNER, A.; BURIOL, G. A. Clima do estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de KÖPPEN e THORNTHWAITE. **Disciplinarum Scientia.** v. 2, n. 1, p. 171-182, 2001.

KUZNETSOV, M. S.; ABDULKHANOVA, D. R. Soil loss tolerance in the central chernozemic region of the European part of Russia. **Eurasian Soil Sciences**. v. 46, n. 7, p. 802-809, 2013.

LAGO, J. C. **Erosividade das chuvas na metade sul do Rio Grande do Sul**. 2000. 123 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation & Development**. v. 12, p. 519-539, 2001.

LELIS, T.; CALIJURI, M; FONSECA, A.; LIMA, D. Impactos causados pelas mudanças climáticas nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica: Simulação de cenários. **Revista Ambiente e Água.** v. 6, n. 2, p. 282-294, 2011.

LI, L.; DU, S.; WU, L.; LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena**. v. 78, p. 93-99, 2009.

LINO, J. S. **Evolução do Sistema de Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul.** Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 118p, 2010.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; TEIXEIRA, A. S.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. Uso do Geoprocessamento na estimativa de perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente Online**. v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

MACEDO, F. L.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; MARCELLINI, S. S.; PEDROTTI, A. Modelagem da produção de sedimentos na sub-bacia hidrográfica do Riacho Jacaré-SE. **RA’E GA**. v. 24, p. 272-289, 2012.

MACEDO, R. S.; TEIXEIRA, W. G.; ENCINAS, O. C.; SOUZA, A. C. G.; MARTINS, G. C.; ROSSI, L. M. B. Determinação do fator de erodibilidade de diferentes classes de solo do estado do amazonas (métodos indiretos) e de um Cambissolo Háplico (método direto) na Província petrolífera de Urucu, Coari-AM. **Reunião cientifica da rede CPTPETRO Amazonia.** p. 4-11, 2010.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator de erodibilidade e tolerância de perda dos solos para o estado de São Paulo. **Acta Scientiarum.** v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARKOSE, V. J.; JAYAPPA, K. S. Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River Basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. **Environ Monit Assess.** v. 188, n. 4, p. 1-16, 2016.

MARQUES, J.J.G.S.M. **Estimativas e comparações dos fatores erosividade das chuvas e erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil.** 1996, 119p. Lavras, Universidade Federal de Lavras.

MIQUELONI, D. P.; BUENO, C. R. P.; FERRAUDO, A. S. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira.**v. 47, n. 9. p. 1358-1367, 2012.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Modeling erosion and deposition: Topographic effects. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers.** v. 29, p. 1624 – 1640, 1986.

MOORE, I. D.; WILSON, J. P. Length slope factors for the revised universal soil loss equation: simplified method of estimation. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 47, n. 5, p. 423-428, 1992.

MORGAN, R. P. C. Soil erosion & conservation. 3ª ed. **Blackwell**, 2005, 304p.

NAIPAL, V.; REICK, C.; PONGRATZ, J.; VAN OOST, K. Improving the global applicability of the RUSLE model – adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. **Geoscientific Model Development**. v. 8, p. 2893-2913, 2015.

NAKASHIMA, M. S. R.; ROSS, J. L. S. Unidades geomorfológicas e processos erosivos na bacia do rio Keller-PR. **Acta Scientiarum**. v. 22, n. 5, p. 1421-1428, 2000.

NUNES, J. G.; CAMPOS, M. C. C.; OLIVEIRA, F. P.; NUNES, J. C.; MACEDO, J. A. B. Tolerância de perda de solo por erosão na região sul do Amazonas. **Ambiência.** v. 8, n. 3, p. 859-868, 2012.

OLIVEIRA, L. F. C.; ANTONINI, J. C. A.; GRIEBELER, N. P. Estimativas de chuvas intensas para o estado de Goiás. **Engenharia Agrícola**. v. 28, n. 1, p. 22-33, 2008.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M.A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **Catena**, Amsterdam, v. 100, n.1, p.139-147, 2012.

OLIVETTI, D.; MINCATO, R. L.; AYER, J. E. B.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Spatial and temporal modeling of water erosion in dystrophic red latosol (oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciência e agrotecnologia.** v. 39, n. 1, p. 58-69, 2015.

PAN, J.; WEN, Y. Estimation of soil erosion using RUSLE in Caijiamiao watershed, China. **Natural Hazards.** v. 71, n. 3, p. 2187-2205, 2014.

PANAGOS, P.; BALLABIO, C.; BORRELI, P.; MEUSBURGUER, K. Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. **Catena**. v. 137, p. 161-172, 2016.

PANAGOS, P; BORELLI, P.; MEUSBURGER, K. A new european slope length and stepness factor (LS Factor) for modeling soil erosion by water. **Geoscienses.** v.5, p. 117-126, 2015.

PARANHAS FILHO, A. C.; FIORI, A. P.; DISPERATI, L.; LUCCHESI, C.; CIALI, A.; LASTORIA, G. Avaliação multitemporal das perdas de solos na bacia do rio Taquarizinho-MS. **Boletim Paranaense de Geociências.**n. 52, p. 49-59. 2003.

PCBAP. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal). Análise integrada e prognóstico da Bacia do Alto Paraguai**. v. 3. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos hídricos e da Amazônia Legal. Programa Nacional do Meio Ambiente. Brasília, PNMA, 1997.

PRADEEP, G. S.; KRISHNAN, M. V. N.; VIJITH, H. Identification of critical soil erosion prone areas and annual average soil loss in upland agricultural watershed of Western Ghats, using analytical hierarchy process (AHP) and RUSLE techniques. **Arabian Journal of Geosciences**. v. 8, p. 3697-3711, 2015.

PRASANNAKUMAR, V.; VIJITH, H.; ABINOD, S.; GEETHA, S. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and Geo-information technology. **Geoscience Frontiers.** v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

RENARD, K. G.; YODER, D. C.; LIGHTLE, D. T.; DABNEY, S. M. **Universal soil loss equation and revised universal soil loss equation**. p. 137-167, 2011.

RENARD, K.G; FOSTER, G. R.; WEESIES, 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).** U.S. Department of Agriculture - Agriculture Handbook. n. 703. 404p. 1997.

RESCK, D. V. S.; FIGUEIREDO, M. S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M.; SILVA, T. C. A. Erodibilidade de um podzólico vermelho-amarelo câmbico distrófico fase terraço, localizado na zona da mata (MG), determinado com simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 5, p. 7-14, 1981.

RICKSON, R. J. Can control soil erosion mitigate water pollution by sediments? **Science of total environment.** v. 468-469, p. 1187-1197, 2014.

RIZZO, R.; DEMATTÊ, J. A. M.; LACERDA, M. P. C. Espectros VIS-NIR e fuzzy k-médias aplicadas na delimitação de unidades de mapeamento de solos em topossequências. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 39, p. 1533-1543, 2015.

RODRIGUES do Ó, N. C. **Erodibilidade das principais classes de solo do estado da Paraíba por chuva simulada e método monográfico.** Areia, 29p. 1986.

RODRIGUEZ, J. L. G.; SUAREZ, M. C. G. Methodology for estimating the topographic factor LS of RUSLE3D and USPED using GIS. **Geomorphology**. v. 175-176, p.98-106, 2012.

RUTHES, J. M.; TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E.; GOMES, T. C. Propriedades do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Catorze que intensificam a erosão laminar. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 1, p. 160-169, 2012.

SANEP – **Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas**. Disponível em: <http://server.pelotas.com.br/sanep/captacao/>. Acesso em 25 de Janeiro de 2018.

SANTOS, E. P. **Simulações do potencial erosivo frente a mudanças climáticas em Mato Grosso/BR: experimentos a partir de técnicas de geoprocessamento e mapeamentos disponíveis na internet**. 2008, 60. Especialização em Geoprocessamento. Universidade Federal de Minas Gerais.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. ed. 4, Brasília-DF: EMBRAPA, 376p, 2014.

SANTOS, J.P. **Erosividade determinada por desagregação de chuva diária no lado brasileiro da Bacia da Lagoa Mirim**, 2013. 85f. Dissertação (Mestrado em Manejo e Conservação do Solo e da Água). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas. Pelotas.

SCHNEIDER, S.; FIALHO, M. A. V. Pobreza rural, desequilíbrios regionais e desenvolvimento agrário no Rio Grande do Sul. **Teoria e Evidência Econômica.** v. 8, n. 15, p. 117-149, 2000.

SCHÖNBRODT, S.; SAUMER, P.; BEHRENS, T.; SEEBER, C.; SCHOLTEN, T. Assessing the USLE crop and management factor c for soil erosion modeling in a large mountainous watershed in central China. **Journal of Earth Science.**v. 21. n. 6, p. 835-845, 2010.

SHI, Z. H.; FANG, N. F.; WU, F. Z.; WANG, L.; YUE, B. J.; WU, G. L. Soil erosion processes and sediment sorting associated with transports mechanisms on steep slopes. **Journal of Hydrology**. v. 454-455, p. 123-130, 2012.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geociências.**v. 24, n. 1. p. 33-41, 2005.

SILVA, F. G. B.; MINOTTI, R. T.; NETO, F. L.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão de perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P.; CAMPOS FILHO, O. R. Erodibilidade de seis solos do semi-árido paraibano obtida com chuva simulada e método nomográfico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10 p. 283-287, 1986.

SILVA, J.R.C. **Erodibilidade dos solos do Ceará: distribuição espacial e avaliação de métodos para sua determinação (1a aproximação).** Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, 60p, 1994.

SILVA, R. C. O uso do geoprocessamento na identificação de áreas susceptíveis à erosão dos solos na bacia hidrográfica do arroio Pelotas, município de Pelotas, RS. **Anais do XVI Encontro Nacional de Geógrafos.** Porto Alegre, p. 1-11, 2010.

SILVA, R. M.; PAIVA, F. M. L.; SANTOS, C. A. G. Análise do grau de erodibilidade e perdas de solo na bacia do rio Capiá baseado em SIG e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 2, n. 1, p. 26-40, 2009.

SILVEIRA, A. L. L.; Equação para os coeficientes de desagregação de chuva. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** v. 5, n. 4, p. 143-147, 2000.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agricultural Engineering.**v. 22, p. 173-175, 1941.

SMITH, D. D.; WHITT, D. M. Estimating soil losses from field areas of claypan soils. **Soil Science Society of America Proceedings.**v. 12, p. 485-490, 1947.

SOMPRASONG, K.; CHAIWIWATWORAKUL, P. Estimation of potential cadmium contamination using an integrated RUSLE, GIS and remote sensing technique in a remote watershed area: a case of study of Mae Tao Basin, Thailand. **Environmental Earth Sciences**. v. 73, n. 8, p. 4805-4818, 2015.

SOUTO, A. R.; CRESTANA, S. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com modelo AGNPS e técnicas de SIG em uma microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 4, n. 3, p. 429-435, 2000.

SOUZA, V.; GASPARETTO, N. V. L. Aplicação da equação universal de perdas de solo (EUPS) na bacia do córrego Pinhalzinho Segundo, noroeste do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia.**v.13, n. 3, p. 267-278. 2012.

TANGLIARINI, F. S. N. **Técnicas de geoprocessamento aplicadas na quantificação de perdas de solo em bacia hidrográfica**. 2017. 121f. Dissertação

(Mestre em Agrônomia – Energia na agricultura) Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu, 2017.

TANYAS, H.; KOLAT, Ç.; SÜZEN, M. L. A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. **Journal of Hydrology**. v. 528, p. 584-598, 2015.

TERRANOVA, O. G.; GARIANO, S. L. Regional investigation on seasonality of erosivity in the Mediterranean environment. **Environmental Earth Sciences**. v. 73, n. 1, p. 311-324, 2015.

TRINDADE, A. L. F.; OLIVEIRA, P. T. S.; ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2016.

TURMEL, M. S.; SPERATTI, A.; BAUDRON, F.; VERHULST, N.; GOVAERTS, B. Crop residue management and soil health: A system analysis. **Agricultural Systems**. v. 134, p. 6-16, 2015.

WINCHELL, M. F.; JACKSON, S. H.; WANDLEY, A. M.; SRINIVASAN, R. Extension and validation of geographic information system based method for calculating the revised universal soil loss equation length slop factor for erosion risk assessments in large watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 63, n. 3, p. 105-111, 2008.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 26, n. 5, p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning**. Washington, USDA. 1978. 58p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation**. Washington: USDA, Agriculture Handbook 282, 1965. 47p.

ZHANG, H.; WEI, J.; YANG, Q.; BAARTMAN, J. E. M.; GAI, L.; YANG, X.; LI, S.; YU, J.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. An improved method for calculating slope length (λ) and the LS parameters of the Revised Universal Soil Loss Equation for large watersheds. **Geoderma**. v. 308, p. 36-45, 2017.

ZHANG, H.; YANG, Q.; LI, R.; LIU, Q.; MOORE, D.; HE, P.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers & Geosciences**. v. 52, p. 177-188, 2013.

ZHAO, W. W.; FU, B. J.; CHEN, L. D. A comparison between soil loss evaluation index and the C - factor of RUSLE: a case study in the Loess Plateau of China. **Hydrology and Earth System Sciences.** v. 16, n. 8, p. 2739-2748, 2012.

ZINGG, R. W. Deegre and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering.** v. 21, p. 59-64, 1940.

# ANEXOS

**ANEXO A – DADOS DOS PERFIS DE MAPEAMENTO**

| Classe de solo | C orgânico % | Matéria orgânica % | Al % | Areia muito grossa % | Areia grossa % | Areia média % | Areia fina % | Areia muito fina % | Silte % | Argila % | Areia total % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ARGISSOLOS BRUNO-ACINZENTADOS Distróficos – PBACd | 3,3 | 5,7 | 0,3 | 12,9 | 10,4 | 11,3 | 16,0 | 7,0 | 26,2 | 16,2 | 57,6 |
| ARGISSOLOS BRUNO-ACINZENTADOS Distróficos – PBACd | 1,3 | 2,2 | 0,8 | 17,2 | 9,5 | 13,0 | 18,2 | 7,6 | 20,1 | 14,3 | 65,6 |
| PLANOSSOLOS HÁPLICOS Eutróficos – SXe | 1,2 | 2,0 | 1,3 | 13,5 | 9,4 | 11,7 | 19,5 | 8,1 | 28,4 | 9,4 | 62,2 |
| ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos – PVAd | 1,2 | 2,0 | 1,5 | 8,1 | 15,5 | 11,2 | 15,1 | 8,1 | 15,9 | 26,1 | 58,0 |
| ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS – PVA | 1,3 | 2,2 | 2,0 | 11,0 | 11,8 | 16,6 | 19,6 | 6,5 | 18,0 | 16,6 | 65,4 |
| GLEISSOLOS MELÂNICOS Ta Eutróficos – Gmve | 7,4 | 12,7 | 6,7 | 0,1 | 0,3 | 2,3 | 4,0 | 2,3 | 41,0 | 50,0 | 9,0 |
| PLANOSSOLO HÁPLICOS Eutróficos – SXe | 0,7 | 1,2 | 1,3 | 11,5 | 19,9 | 13,2 | 15,9 | 8,8 | 20,9 | 9,8 | 69,3 |
| GLEISSOLOS MELÂNICOS – GM | 1,4 | 2,4 | 1,3 | 3,2 | 7,2 | 10,3 | 11,8 | 4,8 | 47,0 | 15,7 | 37,3 |
| GLEISSOLOS MELÂNICOS – GM | 0,5 | 0,8 | 0,5 | 13,9 | 40,4 | 14,6 | 8,8 | 3,5 | 14,1 | 4,7 | 81,2 |

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Eutróficos – PVAe | 1,3 | 2,2 | 0,9 | 30,0 | 16,9 | 14,6 | 12,4 | 5,0 | 26,1 | 17,4 | 79,0 |
| PLANOSSOLOS HÁPLICOS Eutróficos – SXe | 1,2 | 2,1 | 1,5 | 7,1 | 16,1 | 18,5 | 18,6 | 6,1 | 25,7 | 7,9 | 66,4 |
| GLEISSOLOS MELÂNICOS Ta Eutróficos – Gmve | 4,7 | 8,1 | 0,8 | 13,9 | 20,8 | 14,5 | 6,6 | 0,7 | 22,6 | 21,3 | 56,3 |
| GLEISSOLOS SÁLICOS - GZ | 8,5 | 14,6 | 0,0 | 16,9 | 18,0 | 7,1 | 4,3 | 1,5 | 25,9 | 26,5 | 47,7 |
| NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS - RQ | 3,1 | 5,2 | 1,0 | 35,9 | 39,9 | 11,1 | 1,4 | 0,4 | 5,4 | 6,1 | 88,6 |
| NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS - RQ | 3,6 | 6,2 | 0,9 | 18,5 | 27,9 | 18,5 | 6,0 | 2,0 | 13,3 | 13,9 | 72,8 |
| ESPODOSSOLOS FERRI-HUMILÚVICOS Órticos – ESKo | 0,8 | 1,4 | 0,6 | 24,4 | 37,3 | 12,8 | 7,8 | 7,5 | 6,5 | 9,0 | 89,6 |
| ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Eutróficos – PVAe | 2,8 | 4,8 | 0,1 | 6,9 | 7,6 | 8,1 | 14,2 | 14,7 | 22,0 | 26,5 | 51,5 |
| ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS – PVA | 1,6 | 2,8 | 0,6 | 5,2 | 7,7 | 12,8 | 24,0 | 10,5 | 21,6 | 18,2 | 60,2 |
| NEOSSOLOS REGOLÍTICOS Eutróficos – RRe | 2,9 | 2,9 | 1,4 | 10,6 | 4,7 | 5,3 | 11,2 | 13,2 | 23,0 | 32,0 | 45,0 |