

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Desenvolvimento Tecnológico
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



Tese

Erosão Hídrica na América do Sul: situação atual e projeções futuras

Nelva Bugoni Riquetti

Pelotas, 2023

Nelva Bugoni Riquetti

Erosão Hídrica na América do Sul: situação atual e projeções futuras

Projeto de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos.

Orientador: **Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello**

Coorientadora: **Prof.^ª Dr.^ª Diuliana Leandro**

Pelotas, 2023

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

R594e Riquetti, Nelva Bugoni

Erosão hídrica na América do Sul : situação atual e projeções futuras / Nelva Bugoni Riquetti ; Carlos Rogério de Mello, orientador ; Diuliana Leandro, coorientadora. — Pelotas, 2023.

163 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2023.

1. Erosividade da chuva. 2. Rusle. 3. Taxa de entrega de sedimentos. 4. Mudança climática. I. Mello, Carlos Rogério de, orient. II. Leandro, Diuliana, coorient. III. Título.

CDD : 627

Nelva Bugoni Riquetti

Erosão Hídrica na América do Sul: projeções atuais e futuras

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 03/08/2023

Banca Examinadora:

I

Prof. Dr. Carlos Rogério de Mello (Orientador)

Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Lavras

Prof.^a Dr.^a Diuliana Leandro (Coorientadora)

Doutora em Ciências Geodésicas pela Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. André Ferreira Rodrigues

Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Gilberto Coelho

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Samuel Beskow

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Lavras

Com gratidão, dedico este trabalho aos meus pais, Alécio e Nelsi.

Agradecimentos

Aos meus orientadores, professor Doutor Carlos Rogério de Mello e professora Doutora Diuliana Leandro, pela constante orientação.

Aos meus pais, pelo apoio incondicional.

À equipe do Laboratório em Hidrologia e Modelagem Hidrológica em Bacias Hidrográficas.

Resumo

RIQUETTI, Nelva Bugoni. **Erosão Hídrica na América do Sul: situação atual e projeções futuras.** Orientador: Carlos Rogério de Mello. Coorientadora: Diuliana Leandro. 2023. 163f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2023.

A erosão acelerada do solo é um dos processos naturais mais relevantes em termos de degradação ambiental, especialmente em regiões tropicais e subtropicais, com implicações na fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, poluição de rios e reservatórios, dentre outros impactos ambientais. Nos trópicos úmidos, o potencial de erosão hídrica aumenta devido à quantidade e intensidade das chuvas, principalmente em áreas com uso intenso do solo. O principal agente erosivo é a chuva, a qual apresenta poder desagregador das partículas do solo, bem como no transporte de sedimentos e nutrientes. À vista disso, este estudo visa modelar a erosão hídrica do solo na América do Sul (AS) por meio da parametrização da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) utilizando conjuntos de dados disponíveis, e caracterizar a taxa de entrega de sedimentos (TES) para as bacias do continente, e, a partir das projeções de mudanças climáticas, estimá-la ao longo do presente século. A RUSLE é um modelo que combina o fator ativo (erosividade da chuva - R) e os fatores passivos (erodibilidade do solo – K, comprimento e declividade das encostas - LS, cobertura do solo - C e práticas conservacionistas - P). Uma das aplicações mais relevantes da RUSLE é prever a vulnerabilidade de diferentes regiões à erosão hídrica, possibilitando o mapeamento das perdas médias anuais de solo. Para avaliar a TES, utilizou-se a relação entre os dados de modelagem que simulou o transporte de sedimentos em 27 bacias hidrográficas da AS com a erosão hídrica do solo de cada bacia. Para estimar a erosão ao longo do século XXI, foram utilizados dados de precipitação média anual, entre 2010 a 2099 para AS, obtidos da média dos modelos climáticos globais (MCGs-Ensemble) BESM, CanESM2, HadGEM2-ES e MIROC5, regionalizados pelo modelo Eta/CPTEC sob as premissas dos "Representative Concentration Pathway" (RCP's) 4.5 e 8.5. A RUSLE apresentou desempenho satisfatório para a AS. A perda média de solo foi de $3,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As maiores perdas de solo foram identificadas para o Chile ($> 20,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e Colômbia ($8,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); Suriname, Guiana Francesa e Guiana apresentaram os menores valores ($< 1,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). As maiores perdas de solo foram projetadas na Cordilheira dos Andes e na Região Centro Sul (RCS). No primeiro, a combinação de fator K "alto", fator C e fator LS "muito alto" foi a causa dos valores elevados de perdas de solo, sendo suscetível à erosão hídrica. Na RCS, agricultura, pecuária e desmatamento foram as causas da alta perda de solo, bem como do fator R agressivo. As bacias com os maiores valores de TES estão na Cordilheira dos Andes, devido à alta capacidade de transporte de sedimentos, e na bacia do rio Amazonas. A erosão potencial média sob influência das mudanças climáticas, indica aumento de 37%, alcançando perdas de solo da ordem de $5,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ao longo do século XXI para AS. As projeções indicam perdas elevadas de solo para a região sob influência da Cordilheira dos Andes (RAS e RAC) e, para a RCS e RS (áreas de uso agrícola e pecuária), perdas menos

severas. Para a região norte da AS (RAN, RNE e RN), sob influência de cobertura de floresta nativa, as projeções demonstram redução da erosão hídrica até 2099. O impacto da variação climática projeta-se mais significativamente para o último intervalo de tempo (2071-2099), intensificadas para o RCP 8.5.

Palavras-chave: Erosividade da chuva. RUSLE. Taxa de entrega de sedimentos. Mudança climática.

Abstract

RIQUETTI, Nelva Bugoni. **Soil Water Erosion in South America: current behavior and future projections.** Advisor: Carlos Rogério de Mello. Co-advisor: Diuliana Leandro. 2023. 163s. Thesis (PhD in Water Resources) Graduate Program in Water Resources, Center for Technological Development, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2023.

Accelerated soil erosion is one of the most relevant natural processes in terms of environmental degradation, especially in tropical and subtropical regions, with implications for soil fertility, nutrient cycling, pollution of rivers and reservoirs, among other environmental impacts. In the humid tropics, the potential for water erosion increases due to the amount and intensity of rainfall, especially in areas with intense land use. The main erosive agent is rain, which has the ability to disintegrate soil particles, as well as transport sediments and nutrients. Therefore, this study aims to model soil water erosion in South America (S.A.) through the parameterization of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) using available datasets, and to characterize the sediment delivery rate (SDR) for the basins of the continent, and, based on climate change projections, estimate it over the course of the present century. RUSLE is a model that combines the active factor (rainfall erosivity) and the passive factors (soil erodibility, slope length and slope, soil cover and conservationist practices). One of the most relevant applications of RUSLE is to predict the vulnerability of different regions to water erosion, enabling the mapping of average annual soil losses. To evaluate the SDR, the relationship between the modeling data that simulated the transport of sediments in 27 hydrographic basins of the S.A. with the water erosion of the soil of each basin was used. To estimate erosion throughout the 21st century, average annual precipitation data was used between 2010 and 2099 for S.A., obtained from the average of global climate models (GCMs-Ensemble) BESM, CanESM2, HadGEM2-ES and MIROC5, regionalized by the model Eta/CPTEC under the premises of the "Representative Concentration Pathway" (RCP's) 4.5 and 8.5. RUSLE performed satisfactorily for AS. The average soil loss was $3.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The highest soil losses were identified for Chile ($>20.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and Colombia ($8.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); Suriname, French Guiana and Guyana had the lowest values ($< 1.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The greatest soil losses were projected in the Andes Mountains and in the South-Central Region (SCR). In the first, the combination of "high" K factor, "very high" C factor and "very high" LS factor was the cause of the high soil loss values, being vulnerable to water erosion. In SCR, agriculture, livestock and deforestation were the causes of high soil loss as well as aggressive R-factor. The basins with the highest SDR values are in the Andes Mountains, due to the high sediment transport capacity, and in the Amazon River basin. The average potential erosion under the influence of climate change indicates an increase of 37%, reaching soil losses of the order of $5.2 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ over the 21st century for S.A. The projections indicate high soil losses for the region under the influence of the Andes Cordillera (SAR and CAR) and, for the SCR and SR (areas of agricultural and livestock use), less severe losses. For the northern region of S.A. (NAR, NER and NR), under the influence of native forest cover, projections show a reduction in water erosion by 2099. The impact of climate variation is projected more significantly for the last time slice (2071-2099), enhanced for RCP 8.5.

Keywords: Rain erosivity. RUSLE. Sediment delivery rate. Climate change.

Lista de Figuras

Figura 1: Divisão política continental (a), e Regiões Geográficas da América do Sul consideradas neste estudo (b).....	32
Figura 2: Mapas de clima, segundo Köppen-Geiger (Peel <i>et al.</i> , 2007) (a), tipos de solo segundo a WRB (Hengl <i>et al.</i> , 2017) (b), relevo (altitude) (Jarvis <i>et al.</i> , 2008) (c) e geologia (Schenk <i>et al.</i> , 1999) (d) da AS.....	33
Figura 3: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator K na América do Sul.	38
Figura 4: Mapas base para estimativa do fator K na AS: permeabilidade (a), estrutura (b), fator textural (M) (c) e matéria orgânica (d).....	39
Figura 5: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator LS na América do Sul.	42
Figura 6: Mapas base para determinação do fator LS: declividade (a) e MDEHC (b).	42
Figura 7: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator R na América do Sul.	44
Figura 8: Mapa de precipitação média anual gerado com base nos dados de WorldClim para a resolução espacial de 90 m.....	45
Figura 9: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator C na América do Sul.	47
Figura 10: Mapa de uso do solo na América do Sul para o ano de 2015.....	48
Figura 11: Bacias hidrográficas avaliadas por Fagundes <i>et al.</i> (2021) e usadas no estudo da TES.....	52
Figura 12: Etapas de implementação da RUSLE no SIG para obtenção da Erosão hídrica do solo na América do Sul.....	53
Figura 13: Metodologia aplicada para geração do fator R em função do clima futuro na América do Sul.....	54
Figura 14: Mapa do fator K ($t\ h\ (MJ\ mm)^{-1}$) para a América do Sul.....	56
Figura 15: Comparação entre os valores do fator K estimados neste estudo e aqueles observados na literatura para 53 localidades na AS.	57
Figura 16: Mapa do fator LS para a América do Sul.	62
Figura 17: Mapa do fator C médio para a América do Sul.	66

Figura 18: Mapa do fator R (Baseline) e da densidade de erosividade (b) para a AS.....	71
Figura 19: Mapa da erosão hídrica do solo para o tempo presente (Baseline) na América do Sul.....	75
Figura 20: Taxa de Sedimentos Transportados (TES) e Taxa de erosão média (A-Baseline) nas principais bacias hidrográficas da América do Sul.....	79
Figura 21: Mapas do fator R para o tempo presente (Baseline) e para o Ensemble dos MCGs (mínimo, médio e máximo) para a AS sob o RCP4.5 ao longo de diferentes períodos de tempo (a) 2010–2040, (b) 2041–2070, (c) 2071–2099).....	85
Figura 22: Mapas do fator R para o tempo presente (Baseline) e para o Ensemble dos MCGs (mínimo, médio e máximo) para a AS sob o RCP8.5 ao longo de diferentes períodos de tempo (a) 2010–2040, (b) 2041–2070, (c) 2071–2099).....	86
Figura 23: Comportamento da Erosão hídrica do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5 e 8.5 e o Baseline.	92
Figura 24: Mapa da Erosão hídrica do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5. (A) RCP 4.5 (2010-2040); (B) RCP 4.5 (2041-2070); RCP 4.5 (2071-2099).....	93
Figura 25: Mapa da Erosão hídrica do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 8.5. (A) RCP 8.5 (2010-2040); (B) RCP 8.5 (2041-2070); RCP 8.5 (2071-2099).....	94
Figura 26: Erosão hídrica do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) média, mínima e máxima sob MCGs considerando: a) Ensemble RCP's (2010-2040); b) Ensemble RCP's (2041-2070); c) Ensemble RCP's (2071-2099) para as RG da AS.....	100
Figura 27: Variação consecutiva da erosão hídrica do solo (%), em relação ao Baseline sob MCGs considerando: a) Ensemble RCP's (2010-2040); b) Ensemble RCP's (2041-2070); c) Ensemble RCP's (2071-2099) para as RG da AS.....	101

Lista de Tabelas

Tabela 1: Classes de estrutura do solo de acordo com USDA (1983)	36
Tabela 2: Classes de permeabilidade do solo estimados de acordo as principais classes de textura (USDA,1983)	37
Tabela 3: Fatores C e P para as coberturas do solo compilados a partir de estudos desenvolvidos para AS.....	49
Tabela 4: Resumo das propriedades dos solos utilizados para a estimativa do fator K.	58
Tabela 5: Estatísticas do fator K médio ($t \ h \ (MJ \ mm)^{-1}$) por RG e por país na América do Sul.....	60
Tabela 6: Estatísticas do fator LS por RG e por país na América do Sul.....	64
Tabela 7: Valores do fator C médio, área e porcentagem de cobertura obtidos para cada uso do solo na América do Sul.....	65
Tabela 8: Porcentagem (%) de cobertura do solo para cada classe por Região Geográfica e por país na América do Sul.....	67
Tabela 9: Fator R ($MJ \ mm \ (ha \ h)^{-1} \ ano^{-1}$) para o tempo presente por RG e país na AS.	71
Tabela 10: Erosão hídrica do solo para o tempo presente ($t \ ha^{-1} \ ano^{-1}$) considerando a classificação proposta por Beskow <i>et al.</i> (2009).	76
Tabela 11: Variabilidade do fator R ($MJ \ mm \ (ha \ h)^{-1} \ ano^{-1}$) sob mudança climática para a AS.	83
Tabela 12: Variação na erosividade da chuva sob mudança climática para as RG na AS.	88
Tabela 13: Erosão hídrica do solo ($t \ ha^{-1} \ ano^{-1}$) para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5 e 8.5 e variação com o Baseline.	91
Tabela 14: Variação na erosão hídrica do solo ($t \ ha^{-1} \ ano^{-1}$) sob mudança climática para as RG na AS.	98

Lista de abreviaturas e siglas

Abreviaturas sobre Clima

Af	Clima equatorial
Am	Clima de monção
Aw	Clima de savana
BSh	Clima árido quente
BSk	Clima árido frio
BWh	Clima semiárido quente
BWk	Clima semiárido frio
Cfa	Clima subtropical úmido
Cfb	Clima oceânico temperado
Cfc	Clima oceânico subpolar
Csa	Clima mediterrâneo de verão quente
Csb	Clima mediterrâneo verão fresco
Cwa	Clima subtropical úmido
Cwb	Clima subtropical de altitude
Cwc	Clima subtropical frio de altitude
Dfb	Clima continental úmido de verão fresco
Dfc	Clima subártico sem estação seca
Dsb	Clima continental úmido de verão fresco com influência mediterrânea
Dsc	Clima subártico com estação seca
EF	Clima glacial
ET	Clima de tundra

Abreviaturas sobre Geologia

AD	Pré-cambriano-Devoniano
APZ	Pré-cambriano-Paleozoico
C	Carbonífero
CP	Carbonífero-Permiano
Cm	Cambriano
CmO	Cambriano-Ordoviciano
Cv	Cretáceo Vulcânico-Terciário

D	Devoniano
H2O	Água
ICE	Era Glaciar
J	Jurássico
JK	Jurássico-Cretáceo
K	Cretáceo
MCi	Mesozoico Intrusico-Cenozoico
Mm	Metamórfico mesozoico
Mv	Mesozoico-Vulcânico
OS	Ordoviciano-Siluriano
P	Permiano
PMi	Mesozoico-Vulcânico
PZ	Paleozoico
PZMZ	Paleozoico-Mesozoico
PZv	Paleozoico-Vulcânico
Pv	Vulcânico-Permiano
Q	Quaternário
Qv	Quaternário-Vulcânico
S	Siluriano
T	Terciário
Tr	Triássico
TrJ	Triássico-Jurássico
U	Área não mapeada
pC	Pré-cambriano indiferenciado

Outras abreviaturas

Baseline	Linha de base/Tempo de referência
CV	Coeficiente de variação
DP	Desvio padrão
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
El ₃₀	Índice de erosividade da chuva na duração de 30 minutos
Time slices	Período de tempo

Sumário

1 Introdução	17
2 Objetivos	20
2.1 Geral.....	20
2.2 Específicos	20
3 Revisão de Literatura	21
3.1 Erosão do solo: Conceituação e impactos na América do Sul	21
3.2 RUSLE e suas aplicações em grande escala (SIG)	22
3.3 Mudanças climáticas e a erosão do solo.....	24
3.3.1 Modelos Climáticos Globais (MCG) utilizados neste estudo	27
3.4 Transporte de sedimentos.....	28
4 Material e Métodos.....	31
4.1 Caracterização da área de estudo	31
4.2 Metodologia para determinação da perda de solo por erosão hídrica na AS – implementação do modelo RUSLE	34
4.3 Fator de erodibilidade do solo (fator K)	35
4.4 Fator topográfico (fator LS)	39
4.5 Fator de erosividade da chuva (fator R)	43
4.6 Fator de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)	46
4.7 Taxa de Entrega de Sedimentos (TES) na AS	51
4.8 Aplicação no sistema de informação geográfica (SIG).....	52
4.9 Projeção futura da erosão do solo na AS	53
5 Resultados e Discussão	55
5.1 Fator de erodibilidade do solo (fator K)	55
5.2 Fator Topográfico (fator LS)	61
5.3 Fator de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)	65
5.4 Fator de erosividade da chuva (fator R)	70
5.5 Erosão hídrica atual do solo na AS	73
5.6 Taxa de Entrega de Sedimentos (TES).....	78
5.7 Projeção da Erosão hídrica do solo para o século XXI	83
5.7.1 Projeção das mudanças climáticas sobre o fator R na AS	83

5.7.2 Impactos projetados das mudanças climáticas na erosão hídrica do solo na AS	91
6 Conclusões.....	105
7 Referências	107
APÊNDICE	134

1 Introdução

O solo é um importante recurso natural não renovável (ZHAO *et al.*, 2013), sujeito a degradação por múltiplas forças, incluindo condições climáticas extremas e ação antrópica. A degradação do solo afeta negativamente a produção de alimentos, meios de subsistência e a produção de outros bens e serviços do ecossistema, bem como contribui para a ocorrência de desastres naturais (MELLO *et al.*, 2020a). A redução da profundidade do solo pode comprometer a sua produtividade e o transporte de sedimentos pode degradar córregos, lagos e estuários (URI, 2001). Ademais, Benavidez *et al.* (2018) destacam a erosão do solo como um dos maiores problemas mundiais devido aos seus efeitos na perda de nutrientes do solo, desertificação, assoreamento em corpos d'água e degradação da qualidade da água.

À vista disso, a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2019) indica que houve um aumento da degradação do solo durante o século XX em decorrência da crescente pressão para aumento da produção agrícola e pecuária, urbanização, desmatamento, fenômenos meteorológicos extremos, e a salinização das terras nas costas pelo avanço do mar. Neste cenário, a perda de solo vem sendo intensificada pelas mudanças climáticas, em especial pela alteração da temperatura e nos padrões da precipitação e intensificação das chuvas, sendo este, o fator climático chave nas alterações das taxas de erosão do solo (IPCC, 2019).

Os processos de degradação do solo estão relacionados com sua erosão, transporte e deposição de sedimentos nos corpos hídricos, tendo como principais agentes a chuva e a ação do vento (PIMENTEL e KOUNANG, 1998; MORGAN, 2005). Prontamente, o conhecimento do transporte e deposição de sedimentos tornam-se essenciais devido aos efeitos no meio ambiente, dos quais, podem ocasionar assoreamento nos reservatórios (reduzindo o volume morto e vida útil), assim como abrasão das turbinas e maquinarias nas centrais hidrelétricas pelo atrito com a areia, inundação em áreas urbanas e contaminação ambiental, devido a interação dos poluentes com o sedimento, comprometimento dos usos consuntivos da água, aumento da turbidez, interferência nos processos fotossintéticos no ambiente aquático, assim como, danos nas estruturas de pontes e canalizações em períodos de cheias (CARVALHO, 2008; POLETO, 2019).

Em escala continental, a AS apresenta taxas elevadas de sedimentos transportados totalizando 1×10^9 t ano $^{-1}$, carregados até os oceanos, dos quais,

destacam-se como principais fornecedores os rios Amazônia, Orinoco, La Plata e Magdalena (FAGUNDES *et al.*, 2021). Porém, pouco se sabe sobre a distribuição espacial e temporal dos processos erosivos e do transporte de sedimentos nos diversos biomas, classes e usos do solo na AS, bem como dos efeitos da variabilidade climática.

Com os avanços na utilização dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), combinados com modelos de simulação, torna-se possível avaliar a perda média anual de solo para diferentes condições de uso da terra em grande escala. Dentre os modelos de erosão do solo classificados em diferentes escalas temporais e espaciais difundidos no meio científico, destaca-se a RUSLE (RENARD *et al.*, 1997) como modelo utilizado frequentemente para grandes bacias hidrográficas e extensas áreas, além de fornecer uma base para análise de diferentes cenários (LU *et al.*, 2003).

Ao considerar a estimativa da perda de solo por erosão hídrica em maiores áreas pelo modelo RUSLE, pode-se destacar os estudos conduzidos em escala global (YANG *et al.*, 2003; BORRELLI *et al.*, 2017; WUEPPER *et al.*, 2019), Europa (PANAGOS *et al.*, 2015), Austrália (LU *et al.*, 2003), Estados Unidos (WISCHMEIER e SMITH, 1978; RENARD *et al.*, 1997) e China (TENG *et al.*, 2019) entre outros, sob diferentes condições ambientais. Estrada-Carmona *et al.* (2016), relatam a preferência pela utilização de modelos com base empírica em estudos em grandes áreas devido aos baixos requisitos de dados, simplicidade e clareza, a despeito das incertezas encontradas principalmente no gerenciamento da cobertura do solo e da topografia, independentemente das condições ambientais ou técnicas de parametrização dos dados.

Apesar do modelo RUSLE ser amplamente utilizado em estudos globais, devido a sua estrutura simples e base empírica, Naipal *et al.* (2015) descrevem a dependência na utilização de dados com resoluções grosseiras, conduzindo a resultados incompatíveis em escala local, na qual o modelo foi configurado. Kinnell (2010) destaca outra deficiência do modelo para a previsão da erosão na escala de eventos, por não considerar o escoamento explicitamente, uma vez que a RUSLE foi projetada para medir a erosão média anual de longo prazo. Ademais, Benavidez *et al.* (2018) destacam as limitações da RUSLE em determinar a perda de solo por erosão em ravina, eventos de perda de massa, ou a previsão da taxa de entrega de sedimentos aos riachos. Apesar das limitações, ainda assim, é considerado um dos

modelos mais comumente utilizados para o planejamento territorial e tomada de decisão.

A RUSLE é a versão revisada e atualizada da Equação Universal da Perda de Solo (WISCHMEIER e SMITH 1978), a qual é amplamente utilizada para estimar a perda de solo como produto da erosividade da chuva, erodibilidade do solo, fator topográfico, fator de cobertura do solo e fator de práticas conservacionistas (NAMPAK *et al.*, 2018; RENARD *et al.*, 1997). O poder erosivo da chuva (fator R) destaca-se como fator que exerce grande influência na variabilidade da erosão hídrica especialmente em regiões destinadas a agricultura e pecuária (DOETTERL *et al.* 2012). Riquetti *et al.* (2020) descrevem a variabilidade do fator R na América do Sul (AS) seguindo o padrão espacial da precipitação com valores de erosividade mais elevados na Região Norte que inclui a floresta amazônica, com projeção superior a 10000 MJ mm (ha h)⁻¹ ano⁻¹, e menores para a Região dos Andes Central e Sul que contempla a porção sul da Argentina e região central do Chile, com valores inferiores a 250 MJ mm (ha h)⁻¹ ano⁻¹.

A AS apresenta diversidade de biomas, relevo, usos da terra e climas, com destaque para a bacia Amazônica (Precipitação média anual superior a 2450 mm) e o Deserto do Atacama (Precipitação média anual inferior a 100 mm) (REBOITA *et al.*, 2010). Além disso, a AS é considerada como um dos maiores produtores de grãos e proteína animal do mundo. A diversidade de uso do solo, principalmente destinado às atividades antrópicas como a agricultura e pecuária, tende a intensificar os processos erosivos na AS. Desse modo, avaliar a vulnerabilidade à erosão hídrica do solo torna-se essencial para a sustentabilidade do continente, tendo em vista as mudanças climáticas nos últimos anos. Neste contexto, o objetivo principal deste estudo foi modelar a erosão hídrica atual na AS, aplicando a RUSLE e caracterizar a taxa de entrega de sedimentos (TES) para as maiores bacias do continente e analisar as possíveis mudanças no seu comportamento como o impacto das mudanças climáticas projetadas sob as premissas dos “Representative Concentration Pathway” (RCP’s) 4.5 e 8.5 para a precipitação.

2 Objetivos

2.1 Geral

Estimar o potencial da perda de solo atual por erosão hídrica na América do Sul aplicando a Equação Universal de Perda de Solos Revisada (RUSLE) e fazer projeções futuras baseadas nas mudanças climáticas.

2.2 Específicos

1. Desenvolver um mapa do potencial da erosão hídrica do solo para a América do Sul com base nos dados existentes;
2. Identificar as potencialidades dos modelos climáticos globais BESM, CanESM2, HadGEM2-ES e MIROC5, sob as premissas dos “Representative Concentration Pathway” (RCP’s) 4.5 e 8.5 na projeção do fator R e suas limitações em simular os fenômenos climáticos que afetam a América do Sul;
3. Avaliar os impactos das mudanças climáticas futuras sobre a perda de solo na América do Sul tendo em vista projeções dos 4 modelos climáticos pelos dois RCP’s do fator R;
4. Caracterizar a Taxa de Entrega de Sedimentos, considerando as principais bacias hidrográficas da América do Sul.

3 Revisão de Literatura

3.1 Erosão do solo: Conceituação e impactos na América do Sul

A erosão do solo pode ser entendida como a remoção do solo, rochas ou qualquer material dissolvido sobre a crosta terrestre, ocasionado principalmente pela ação dos agentes erosivos tais como a água ou vento, provocando o desgaste, transporte e deposição dos sedimentos. O processo da erosão hídrica se inicia com a desagregação das partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva na sua superfície e posterior transporte pelo escoamento superficial, e a deposição e consolidação das partículas no leito dos cursos d'água (ELLISON, 1947; HUDSON, 1981; MORGAN, 2005).

A erosão do solo nas regiões tropicais e subtropicais apresenta maior preocupação devido aos custos elevados causados pelas perdas de nutrientes e da fertilidade natural do solo e transporte de sedimentos, associados por exemplo ao assoreamento dos rios e reservatórios, danos a estradas e outras infraestruturas, redução da qualidade da água, eutrofização dos rios, desmoronamento de encostas, dentre outros (BOARDMAN 2010; MULLAN *et al.*, 2018). Nos trópicos úmidos, o potencial de erosão do solo pode atingir níveis elevados em decorrência da quantidade e intensidade de chuvas concentradas em períodos específicos, sobretudo para regiões de uso intensivo do solo (LABRIÈRE *et al.*, 2015; LAL, 1990), elevando os custos para recuperá-lo.

Dentre as atividades que exercem influência na perda do solo, García-Ruiz *et al.* (2015) apontam que as taxas mais elevadas de erosão estão associadas às atividades agrícolas, seguido das áreas com arbustos e incêndios florestais associados com baixas taxas de erosão e para regiões com pastagens os estudos indicam taxas médias erosão do solo, no entanto, para florestas não foi encontrado relação significativa. Panagos *et al.* (2015a) destacam para a União Europeia que as taxas mais elevadas de erosão do solo concentram-se nas terras aráveis e na vegetação dispersa.

Para a AS, Borrelli *et al.* (2017) quantificaram uma taxa média de erosão do solo na ordem de $3,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o ano de 2001. Yang *et al.* (2003) descrevem que aproximadamente 60% da erosão em escala global foi causado pelas atividades antrópicas, 7,8% devido ao uso da terra e 6,3% pelas mudanças climáticas. Neste

cenário, para a região Andina no sul do Equador, Ochoa *et al.*, (2016) ressaltam a influência direta da sazonalidade climática e da topografia sobre as taxas totais de perda de solo. Desse modo, a erosividade da chuva exerce maior influência nas estações chuvosas e a erodibilidade do solo nas estações secas na AS.

A erosão do solo no Brasil para 2010 foi estimada em 800 milhões de toneladas por ano, ocasionada pelas atividades agropecuárias, e, considerando o pior cenário hipotético com a expansão da agricultura em áreas de vegetação nativa no bioma Cerrado e bioma Amazônia, pode aumentar em 20% a erosão do solo para 2020 (MERTEN e MINELLA, 2013). Neste sentido, Castro e Queiroz Neto (2009) ressaltam que áreas destinadas a culturas anuais, como a soja, são responsáveis por aproximadamente 32% da perda de solo no Brasil ($20,9 \text{ t ha}^{-1}$), destacando-se os estados do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Tocantins (CAMPAGNOLI, 2005).

Práticas conservacionistas de manejo do solo (plantio direto, plantio em curva de nível, rotação de cultura, cordões de vegetação permanentes) podem diminuir a erosão do solo em até 99% (LABRIÈRE *et al.*, 2015). Neste sentido, no estudo desenvolvido por Borrelli *et al.* (2017) destacam a AS como continente com maior redução da erosão do solo, sendo 16% devido à adoção de práticas de conservação do solo, destacando a Argentina, Brasil e Paraguai como países com maior potencial de redução da perda de solo, contribuindo na redução de $3,38 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ dos totais erodidos. Merten e Minella (2013) descrevem, para cenários otimistas até 2020, que a adoção de práticas conservacionistas na expansão da agricultura sobre áreas de pastagens degradadas pode reduzir a perda de solo em até 20%.

3.2 RUSLE e suas aplicações em grande escala (SIG)

Para a estimativa da erosão do solo em grandes áreas utilizam-se modelos de erosão que estimam a erosão média anual do solo e são baseados na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER e SMITH, 1978) e posterior revisada e melhorada por Renard *et al.* (1997), surge a RUSLE. Este modelo se fundamenta em processos semi-empíricos, provenientes da USLE, desenvolvido pelo USDA/ARS (United States Department of Agriculture/Agricultural Research Service dos Estados Unidos) (WISCHMEIER e SMITH, 1978), sendo baseado na análise de dados de solo em parcelas agrícolas submetidos a erosão hídrica laminar e em sulcos.

A RUSLE é um modelo construído com parâmetros dos estudos da erosão que possibilitam predizer as perdas médias anuais de erosão do solo (A) através do produto da erosividade média da chuva (fator R), um fator de susceptibilidade natural do solo à erosão (K), conhecido como erodibilidade do solo, fator de comprimento de rampa associado a um fator de declive (LS), fator de uso e manejo do solo (C) e um fator de práticas conservacionistas de suporte (P) (NAIPAL *et al.*, 2015; NEARING *et al.*, 2000).

Este modelo (RUSLE) se destaca da equação original em vários aspectos, dentre os quais utiliza novos algoritmos para determinação do fator LS e assim possibilita calcular vertentes com formas variadas. Também se destaca na criação de novos valores para práticas de conservação do solo (P) e ampliação das subclasses para o uso e ocupação do solo (C), atualização com novos valores para o fator R e novos parâmetros para determinação da erodibilidade do solo (K). Além disso, a informatização dos parâmetros e a utilização de sistemas computacionais possibilita a aplicação em larga escala (RENARD, 1991; 1997), como é o caso da AS.

O fator K é descrito na literatura como a susceptibilidade do solo em sofrer erosão hídrica e depende das características físico-químicas do solo (RENARD *et al.*, 1997). Pode ser entendido como a perda média anual de solo associado a erosividade da chuva nas condições de solo exposto (NEARING, 2013), determinada a partir de uma série de eventos individuais de precipitação coletados por um período de tempo. Na sequência, o fator de cobertura do solo (fator C) corresponde a uma taxa de perda de solo em condições do solo sob cobertura e manejo específicos ao ser comparado as perdas de um solo exposto sem nenhuma cobertura vegetal (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

O fator de práticas conservacionistas (fator P) fundamenta-se em práticas que reduzem o potencial de erosão do solo pelo escoamento superficial e sua influência nos padrões de drenagem do solo. Essas práticas têm como finalidade modificar o padrão do escoamento através da implantação de barreiras de contenção, plantio direto, terraceamento, semeadura em nível, dentre outros. Deste modo, o fator P pode ser entendido como a razão entre a perda de solo com uma determinada prática de controle implementada em uma cultura e a perda de solo que ocorre para mesma cultura conduzida no sentido morro abaixo (AMORIM *et al.*, 2009; RENARD *et al.*, 1997; WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Em decorrência das dificuldades de estimar o fator P em larga escala, Morgan e Nearing (2011) descrevem como sendo o parâmetro mais incerto, cujo valor pode chegar a 1 em caso da não existência de práticas específicas de conservação do solo em sistemas agrícolas e quando mais próximo a zero indica que as práticas de conservação adotadas estão sendo mais eficazes.

Estudos prévios sobre a eficiência dos parâmetros da USLE apresentam o fator C como um dos fatores passivos mais importantes no controle da erosão do solo, seguido pelo fator LS (KNIJFF *et al.*, 2000; RISSE *et al.*, 1993). Neste sentido, Bertol *et al.* (2002) destacam a influência exercida pelos fatores R e K sobre a cobertura e manejo do solo para cada cultura e manejo específico requerido. Em função da complexidade inserida nas diferentes culturas e manejos distintos para cada tipo de solo torna-se difícil determinar o fator C. Os valores atribuídos para o fator C variam entre 0 e 1, sendo, desta forma, quanto maior seu valor, maior a ausência de cobertura do solo, e consequentemente maiores taxas de erosão.

O fator da erosividade da chuva conjuntamente com fatores de declive, podem explicar cerca de 75% da variabilidade da erosão para regiões agrícolas (DOETTERL *et al.*, 2012). Em áreas com pastagens podem justificar uma variação da erosão hídrica em até 64%. Assim também, An *et al.* (2022), destacam o clima (fator R), a cobertura do solo (fator C) e seus efeitos combinados como fatores que contribuem nas mudanças temporais das taxas de erosão do solo. Nesta conjuntura, Estrada-Carmona *et al.* (2016) ressaltam a importância da parametrização do fator de manejo da cobertura do solo (fator C) e da topografia na determinação da erosão do solo em diferentes parcelas agrícolas, visando reduzir as incertezas associadas a RUSLE.

3.3 Mudanças climáticas e a erosão do solo

Segundo descrito pela Organização Mundial de Meteorologia (OMM, 2023) o clima regional na AS (conjunto de dados utilizados: Berkeley Earth, ERA5, GISTEMP, HadCRUT5, JRA-55 e NOAAGlobalTemp) para o período entre 1900 a 2022 projetou aumento de temperatura, e para a precipitação em anos de La Niña, observou-se impactos mais severos com fenômenos de secas na região dos Andes, precipitação intensas (sudeste do Brasil) e chuvas abundantes na costa norte da AS, assim como aumento do nível do mar (entre 2,21 mm a 3,39 mm/ano). Os mesmos autores destacam os impactos negativos relacionados ao clima, tempo e água para América

Latina e Caribe em 2022 foram provocados principalmente por eventos extremos de precipitação e enchentes, seguido de secas prolongadas, deslizamentos de terra, incêndios florestais e eventos extremos de temperatura (ondas de calor), os quais causaram maiores prejuízos a sociedade (afetando a 10 milhões de pessoas), com vítimas fatais (1.153 pessoas) e perdas econômicas severas (US\$ 9 bilhões), decorrentes principalmente dos eventos extremos e intensos de precipitação e das secas prolongadas vindo a reduzir a produção agrícola e pecuária, comprometendo a segurança alimentar, a distribuição de água em centros urbanos e impossibilidade da navegação em alguns trechos de rios, e também na redução da produção hidroelétrica (Yacyreta e Itaipu Binacional), associados a redução constante dos níveis de água desde 2018.

No sexto relatório (AR6) do IPCC (IPCC, 2023) reafirmam que as alterações climáticas causadas pelo homem estão influenciando os eventos meteorológicos e climáticos extremos em todo o globo e seguindo as concentrações de emissões dos gases de efeito estufa, acarretará no aumento do aquecimento global com incremento de 1,5°C (a curto prazo) nos cenários e concentrações de gases considerados na modelagem até 2100 (21 modelos e RCP's 2.6, 4.5 e 8.5). Estas alterações climáticas conduzirão no aumento dos riscos e impactos adversos relacionados as mudanças climáticas com efeito em cascata, dos quais destaca-se o aumento na mortalidade humana relacionada com o calor e a morbidade; doenças transmitidas por alimentos, pela água e por vetores; inundações em zonas urbanas e cidades costeiras; perda de biodiversidade nos ecossistemas terrestres, de água doce e oceânicos; redução na produção de alimentos em algumas regiões (caso da AS); mudanças na criosfera, podendo causar inundações e deslizamentos de terra, afetando a economia e infraestrutura em regiões montanhosas; aumento na frequência e intensidade da precipitação intensa, provocando aumento da erosividade e de inundações (IPCC, 2023).

Neste contexto, a mudança climática (IPCC, 2019), é considerada um dos fatores que influenciam a tendência crescente de degradação do solo, atribuído ao aumento do poder erosivo das chuvas. Além do aumento do poder erosivo da chuva, Mullan *et al.* (2012) destacam outras características, decorrentes das mudanças climáticas, que contribuem com o aumento dos processos erosivos. Tais características incluem mudanças na biomassa vegetal e mudanças no uso e gestão

da terra, necessárias para adaptar-se ao novo regime climático. Giorgio *et al.* (2019) descrevem o comportamento da precipitação frente as mudanças climáticas, com base nas projeções de modelos climáticos globais e regionais para o século XXI, dos quais destacam, o aumento da intensidade dos eventos de precipitação e eventos extremos, redução dos eventos de precipitação leves e aumento do número de dias secos.

Chou *et al.* (2014b) apresentam projeções indicando maiores taxas de precipitação no Centro-Sul do Brasil para o final do século (1971-2100), assim como, no verão, redução da precipitação na parte central e aumento na parte sudeste da AS e no inverno, a diminuição da precipitação destaca-se na parte norte do continente, enquanto que a redução projeta-se na região litorânea no sudeste da AS. Assim também, Marengo *et al.* (2012) mostram em simulações realizadas na AS com o modelo Eta CPTEC acoplado ao HadCM3, uma redução da precipitação na região Amazônica e no Nordeste do Brasil, aumento na costa norte do Peru e Equador e no sudeste da América do Sul, intensificando-se a partir de 2040. Nesse contexto, Reboita *et al.* (2014) também indicam tendência de redução da precipitação sobre a região norte da AS e aumento da precipitação no sudeste do continente principalmente durante a primavera e verão para finais do século XXI (2070-2100). Quanto a intensidade da precipitação, Reboita *et al.* (2016) mostram aumento da intensidade da chuva no período diurno vespertino, para finais do século XXI (2070-2098) na AS.

García-Ruiz *et al.* (2015) descrevem tendência de aumento nas taxas de erosão do solo com aumento da precipitação média anual, destacando a faixa de precipitação entre 1000 e 1400 mm ano⁻¹ como as mais propensas a erodir o solo, bem como, aumento da erosão com a declividade nas encostas de até 0,2 m m⁻¹. Burt *et al.* (2015) concluem que o aumento da erosividade das chuvas com as mudanças climáticas, podem aumentar a erosão do solo e a entrega de sedimentos, num cenário global mais quente e úmido.

Para AS, segundo descrito por Yang *et al.* (2003), a taxa de erosão estimada para 2090s é de 10,3 t ha⁻¹ ano⁻¹, destacando-se na bacia amazônica um total de 6,2 t ha⁻¹ ano⁻¹. Além da degradação do solo, a mudança climática é o principal fator de perda de biodiversidade e de habitat na AS, com alterações projetadas em todos os cenários até 2099, com perdas de até 6% da área total dos biomas, na transição das

florestas em florestas fragmentadas ou matagal (BOIT *et al.*, 2016). Riquetti *et al.* (2020) também descrevem maiores alterações na precipitação média anual projetadas pelos modelos climáticos globais HadGEM2-ES, MIROC5 e CanESM2 acentuando-se para o cenário RCP 8.5 para o final do século XXI, contudo, com redução da precipitação na região amazônica e no nordeste da AS, e aumento da precipitação para a região sul da AS.

3.3.1 Modelos Climáticos Globais (MCG) utilizados neste estudo

- O modelo *CANESM2* (Canadian Earth System Model - generation 2), foi desenvolvido pelo Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCma) do Canada, e apresenta uma resolução horizontal de 2,8125 graus e quase uniforme ao longo da latitude de aproximadamente 2,8125 graus (CHYLEK *et al.* 2010; LI e BARKER *et al.*, 2005). Este modelo combina um modelo de circulação geral oceano-atmosfera, um modelo de vegetação terrestre e um ciclo de carbono interativo terrestre e oceânico (BARKER *et al.*, 2005; CHYLEK *et al.* 2010). Os dados das projeções futuras são utilizadas pelo IPCC no AR5 (Quinto Relatório de Avaliação) (VON SALZEN *et al.*, 2005; MOSS *et al.*, 2010).
- O *HadGEM2-ES* (Hadley Centre Global Environmental Model - version 2, Earth System) é um modelo climático global da categoria de sistemas terrestres com representação do ciclo do carbono, na superfície terrestre o ciclo é modelado pela vegetação dinâmica TRIFFID (Representação de cima para baixo de folhagem interativa, incluindo dinâmica) desenvolvido pelo Hadley Center, com resolução de cerca de 1,875 graus na longitude e 1,275 graus na latitude, e 38 níveis na atmosfera, alcançando aproximadamente 40 km de altitude (COLLINS *et al.* 2011; MARTIN *et al.* 2011; COX, 2001).
- O modelo *MIROC5* (Model for Interdisciplinary Research on Climate - version 5) foi desenvolvido em conjunto pelo National Institute of Environmental Studies (NIES), Center for Climate System Research (CCSR) e Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), é conhecido como Modelo de Pesquisa Interdisciplinar sobre o Clima, utilizado pelo IPCC no AR5, apresenta resolução de aproximadamente 150 km na horizontal e possui 40 níveis atmosféricos na vertical (WATANABE *et al.* 2010).

- O *Modelo Brasileiro do Sistema Terrestre* (BESM – Brazilian Earth System Model, na sigla em Inglês) é um modelo desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) com 28 níveis na atmosfera, é constituído de um sistema computacional que acopla os componentes de superfície continental, oceano, atmosfera e química globais, com o objetivo de gerar cenários de mudanças climáticas sob a perspectiva brasileira, ao incorporar processos de formação de nuvens, dinâmica da vegetação e o conhecimento criado no país sobre a influência dos biomas brasileiros sobre o clima global (NOBRE *et al.* 2013). Segundo os mesmos autores, este modelo se mostra adequado para projeções de mudanças climáticas de longo prazo, e através dos avanços realizados no BESM, foi utilizado no IPCC AR5, com cenários de mudanças climáticas globais de 2005 a 2100.

3.4 Transporte de sedimentos

Dentre os processos que regem o deslocamento das partículas sólidas, e que conjuntamente constituem o ciclo hidrossedimentológico, Tucci (2004) destaca as etapas de desagregação, separação ou erosão, transporte, decantação (ou sedimentação), depósito e consolidação. Logo, a erosão constitui o processo de deslocamento do local de origem das partículas sólidas da superfície do solo ou da margem dos rios, sob efeito do escoamento (CARVALHO, 2008). Já o transporte do sedimento erodido pela água, pode ocorrer de algumas maneiras, dos quais pode-se destacar as partículas mais pesadas, as quais deslocam-se junto ao fundo por rolamento, deslizamento ou saltação, e as partículas mais leves deslocam-se no seio do escoamento e constituem a descarga sólida em suspensão (TUCCI, 2004; POLETO, 2019).

A descarga sólida em suspensão (Q_{ss}) segundo Carvalho (2000) e Poleto (2019), corresponde a quantidade em movimento do material sólido e mede-se separadamente da descarga do leito. Deste modo, Carvalho (2000) destaca entre os modelos para estimar a Q_{ss} no Brasil, os métodos diretos (através de amostragem direta *in situ*) e indiretos (pela amostragem do sedimento, análise em laboratório e cálculos de obtenção da descarga sólida) para a coleta de sedimentos em suspensão. Neste sentido, Tucci (2004) descreve que a descarga sólida em suspensão pode ser obtida pela unidade de largura de uma seção transversal, como sendo:

$$Q_{ss}(t/dia) = 0,086 \times Q \times C_{ss}$$

Onde **Q**: corresponde a vazão por unidade de largura na seção transversal de um rio (m^3/s); **C**: concentração média do sedimento em suspensão por unidade de largura (mg/L); Fator de conversão igual a 0,086.

A descarga sólida dos sedimentos obtida por métodos indiretos, através do uso de formulas que expressam a descarga, seja em função das características hidráulicas da seção de controle do rio em estudo, ou em função das características da bacia contribuinte (TUCCI, 2004). Pelas limitações e dificuldades (custos operacionais e laboratoriais) impostas na aplicação de métodos indiretos, vem sendo utilizados métodos que fazem uso de equipamentos acústicos, por efeito Doppler (Acoustic Doppler Velocity Meter) e ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) para medir a Q_{ss} em grandes rios (GAMARRO, 2012; WOOD, 2014; GONÇALVES, 2020). Estes métodos apresentam como vantagem a estimativa continua do sedimento partindo de uma posição fixa em alta resolução espacial e demandam baixa manutenção, no entanto, apresenta dificuldades na seleção da frequência adequada que varia conforme a faixa do equipamento e o tamanho das partículas do sedimento a ser mensurado, assim como o alto custo na aquisição dos equipamentos, (WOOD e TEASDALE, 2013; LATOSINSKI *et al.*, 2014; GAMARRO, 2012).

Neste contexto, dentre os métodos utilizados na produção de sedimentos em bacias, destaca-se também as estimativas de perdas por erosão, para calcular essa produção, a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) proposta originalmente por Wischmeier e Smith (1978), associado a utilização de uma taxa de transferência (Taxa de entrega de Sedimentos, TES) resultado de expressões empíricas, traduz a redução da produção bruta estimada pela USLE, oriundos dos depósitos ocorridos na bacia (TUCCI, 2004). No entanto, pelas limitações deste modelo em considerar a produção anual de sedimentos, Williams e Berndt (1972) propuseram uma equação que contabiliza a produção de sedimentos por evento de chuva isolado na bacia, a qual é conhecida como Equação Modificada de Perdas de Solo (MUSLE).

A produção de sedimentos é influenciada pela combinação de fatores hidroclimáticos e geomorfológicos, sendo que, destacam a intensidade de escoamento, a declividade, a dureza da rocha, a variabilidade da precipitação ao longo do ano como fatores predominantes na produção de sedimentos e a erodibilidade do solo (LUDWIG

e PROBST, 1998; POLETO, 2018). Neste sentido, Vanmaercke *et al.* (2011), no estudo da variabilidade da produção dos sedimentos na Europa, atribuem a uma combinação de fatores, tais como as diferenças climáticas, topografia, litologia e uso do solo. Pepin *et al.* (2010), no estudo com 66 bacias montanhosas no Chile (distribuídas no extremo norte do Chile e ao sul da Patagônia), com produção de até 700 t km⁻² ano⁻¹ de sedimentos, apresentam uma forte correlação entre o escoamento superficial e a declividade média nas bacias.

Para a AS, os índices de sedimentos são altos de acordo com Latrubblesse *et al.* (2005), dos quais, destacam as bacias localizadas em cadeias montanhosas, dentre elas a bacia Magdalena, que contribui com 144 a 220 milhões toneladas de sedimentos suspensos para o oceano. Restrepo *et al.* (2006) apontam para a bacia do Magdalena que a produção pode chegar a uma média de 690 t km⁻² ano⁻¹, destacando o escoamento superficial como fator predominante na variância na produção de sedimentos.

Latrubblesse *et al.* (2005) atribuem a produção elevada de sedimentos, além do relevo, à distribuição temporal da precipitação, e destacam a carga de sedimentos proveniente dos Andes sendo responsável por mais de 90% da carga suspensa total da bacia Amazônica, dos quais, aproximadamente 50% dos sedimentos ficam retidos nas planícies aluviais (GUYOT *et al.*, 1989). Neste sentido, Latrubblesse e Restrepo (2014), no estudo da quantificação de sedimentos no cinturão Andino (da Colômbia até a Patagônia), destacam as bacias que mais produzem sedimentos estão localizadas na região Norte e Central dos Andes abrangendo bacias hidrográficas na Bolívia, e o norte da Argentina (Chaco argentino), com produção de 3345, 4909 e 2654 t km² ano⁻¹, respectivamente. Outrossim, Filizola e Guyot (2009) destacam que a maior contribuição de sedimentos suspensos totais na bacia amazônica seja proveniente dos Andes ($>1000 \times 10^6$ t ano⁻¹) e a menor contribuição vem dos escudos do Brasil e da Guiana ($<100 \times 10^6$ t ano⁻¹).

4 Material e Métodos

4.1 Caracterização da área de estudo

A América do Sul (AS) abrange uma área de aproximadamente 17.840.000 km², localizada entre dois oceanos, o Pacífico e o Atlântico, estendendo-se meridionalmente entre 15°N a 60°S e 35°W a 80°W e altitude variando de 0 m a aproximadamente 6000 m (Cordilheira dos Andes). O continente sul-americano apresenta características climáticas tropicais, subtropicais e extratropicais, influenciados pela temperatura da superfície dos oceanos circundantes, bem como pela Cordilheira dos Andes e a floresta amazônica (SATYAMURTY *et al.*, 1998). Neste sentido, a distribuição da precipitação sofre influência direta dos sistemas atmosféricos de grande escala, tais como Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), na região dos trópicos, Frentes frias oriundas da Antártica, Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), Anticiclone subtropical do Pacífico Sul (ASPS) e ciclones tropicais, subtropicais e extratropicais controlam a distribuição da precipitação na AS (REBOITA *et al.*, 2010; BROWNING, 1986; SIQUEIRA e MACHADO, 2004; WANG e FU, 2002).

Conforme Peel *et al.* (2007), os climas Tropical, Temperado, Árido e Polar são os tipos climáticos presentes na AS. Assim, o clima tropical abrange latitudes entre 22°S e 10°N; ao Sul e Sudeste do Brasil; Norte da Argentina e região ocidental do Paraguai predomina o clima temperado; o clima árido abrange a Costa do Chile, parte da Argentina, Peru, parte da Bolívia, e Nordeste do Brasil; o clima Polar se estende ao extremo sul do Chile e nas partes mais elevadas da Cordilheira dos Andes. Desta forma, destaca-se a região mais úmida do continente a noroeste do Brasil, com média anual de 2450mm e as regiões mais áridas concentram-se por toda a extensão da costa oeste e no sul da Argentina (SHI *et al.*, 2000).

Devido a essa variabilidade climática, Regiões Geográficas (RG) foram definidas para a AS a partir da Base Hidrográfica Ottocodificada (Níveis Otto) disponibilizada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2012), através do Catálogo de Metadados, delimitadas de acordo ao primeiro e segundo nível da codificação de Otto Pfafstetter (formato shapefile). Adotou-se uma divisão de sete regiões para atender as necessidades deste estudo, usando como critério as semelhanças topográficas e pluviométricas da AS, conforme Riquetti *et al.* (2020). Da

mesma forma, os resultados são apresentados por país, levando em consideração a divisão política do continente (Figura 1).

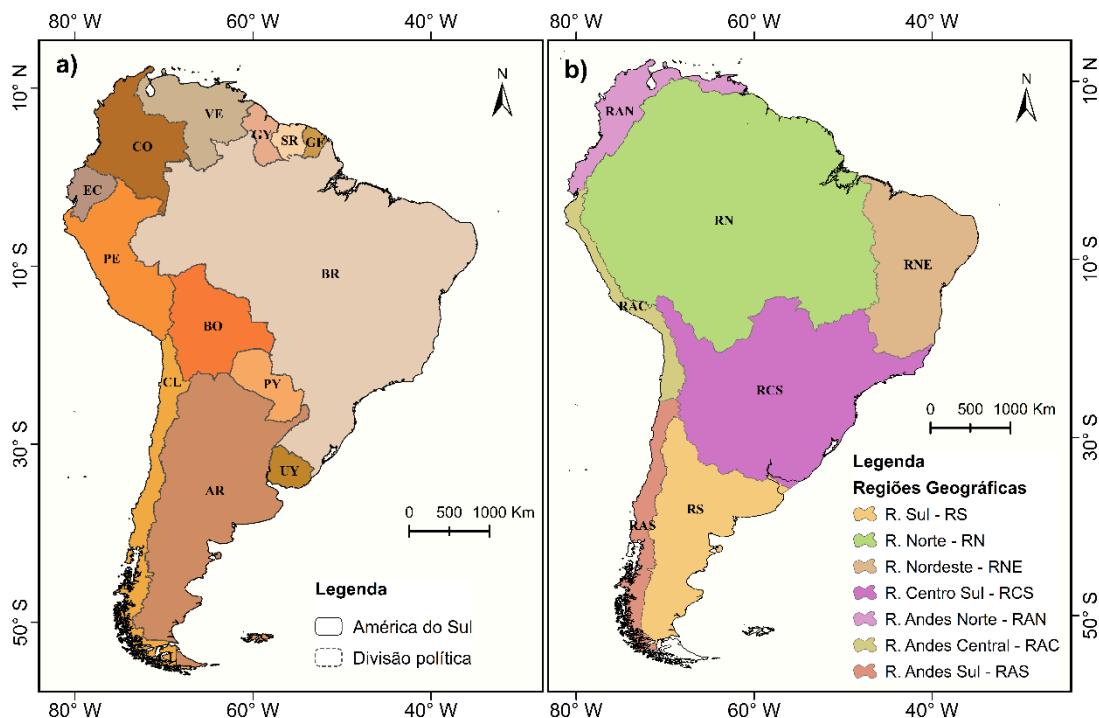


Figura 1: Divisão política continental (a), e Regiões Geográficas da América do Sul consideradas neste estudo (b).

A caracterização climática da AS (Figura 2a), de acordo com a metodologia proposta por Köppen (PEEL *et al.*, 2007), destaca a predominância dos climas Tropical e Temperado e menor atuação dos climas Árido e Polar, ficando estes restritos às regiões do Deserto do Atacama, regiões elevadas ao longo da Cordilheira dos Andes e no extremo sul do continente há predominância do clima Polar.

De acordo com os principais tipos de solos da AS (*World Reference Base – WRB*), disponível em <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes-/publicacao/1034955/atlas-de-solos-da-america-latina-e-do-caribe>, a região dos trópicos úmidos apresenta domínio dos solos do tipo Ferralsols e Acrisols, representando principalmente os tipos de solos dominantes no continente; nas regiões áridas da Venezuela, Peru e Chile prevalecem os Calcisols, Leptosols, Regosols, Arenosols, Gypsisols e Solonchacks; para a região de solos subtropicais e de campos temperados apresentam-se o grupo dos Phaeozems, Kastanozems e Chernozems; os solos Solonetz estendem-se principalmente pela Argentina, Paraguai e Bolívia; e próximo as áreas de exploração mineral e sobre as áreas urbanas encontram-se solos do tipo Technosols, originados da intensa alteração provocada pelas atividades

antrópicas (GARDI *et al.*, 2015). Cabe destacar que os solos Phaeozems, Kastanozems e Chernozems apresentam alta fertilidade e sobre eles destina-se à produção pecuária e agrícola (cultivo de cereais) (GARDI *et al.*, 2015). Na sequência (Figura 2b), observa-se a distribuição dos principais tipos de solos na AS, conforme a base de dados global de solos-ISRIC (HENGL *et al.*, 2017).

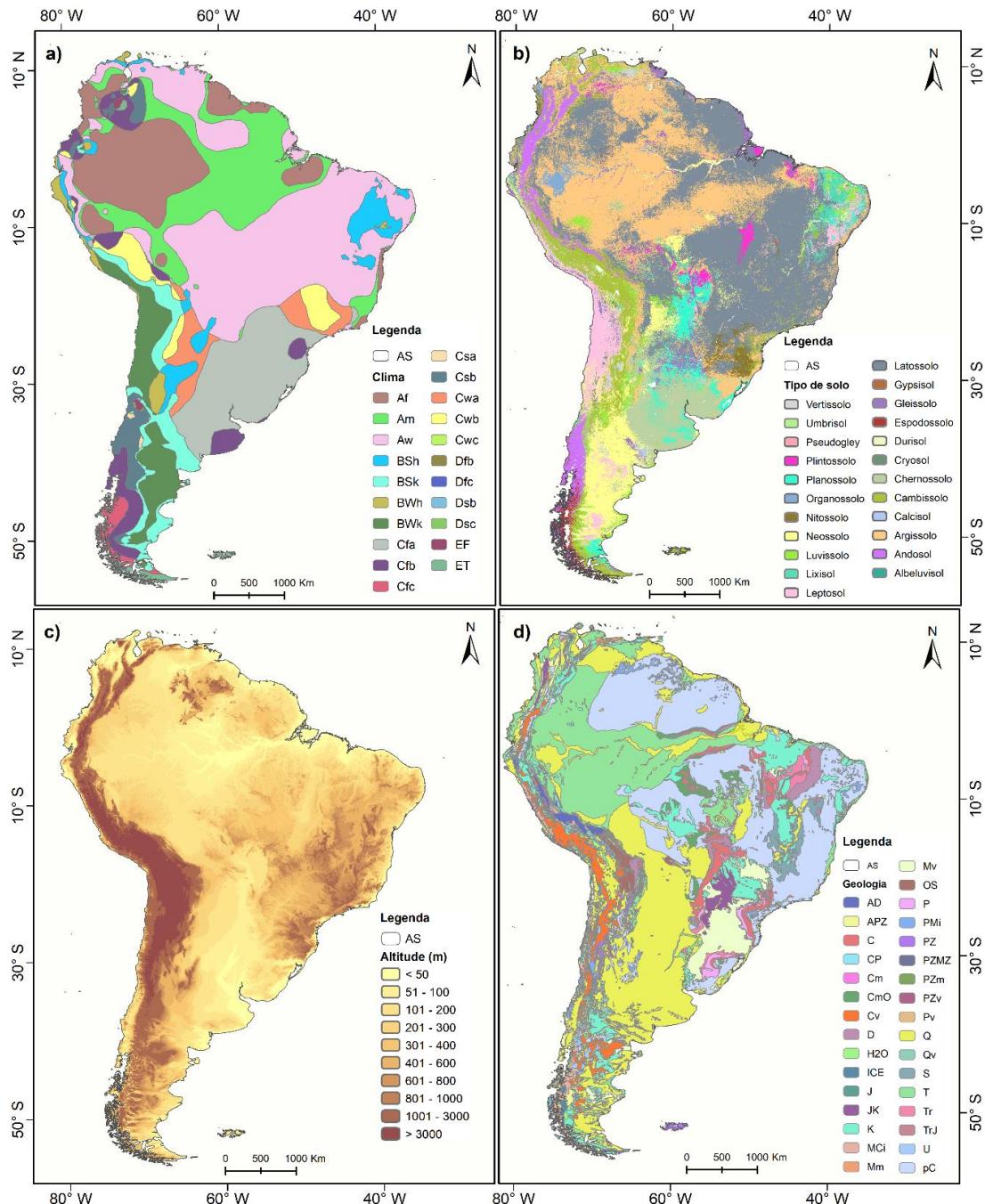


Figura 2: Mapas de clima, segundo Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007) (a), tipos de solo segundo a WRB (Hengl *et al.*, 2017) (b), relevo (altitude) (Jarvis *et al.*, 2008) (c) e geologia (Schenk *et al.*, 1999) (d) da AS.

Conforme a classificação da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2013), os principais usos da terra na AS são destinadas à agricultura (intensiva e extensiva), destacando-se a região do Cerrado, toda a extensão da costa atlântica do Brasil e o Pampa argentino; florestas (naturais e protegidas) situadas principalmente na bacia Amazônica; pastagens (naturais e artificiais); vegetação arbustiva e vegetação arbustiva dedicada à pecuária, localizados em grande parte na região da patagônia chilena e argentina; solo nu, encontrado nos desertos do continente, Por outro lado, as regiões classificadas como zonas úmidas, áreas urbanas e corpos de água representam os menores usos do solo.

Segundo dados apresentados por Jarvis *et al.* (2008), o relevo na AS varia de uma altitude de 0 m a 6928 m (cume Aconcágua – Argentina) com média de 592 m. Na Figura 2c observa-se o relevo do continente, marcado fortemente pela Cordilheira dos Andes que percorre o continente paralelamente ao oceano Pacífico, estendendo-se do Chile até a Venezuela. A leste da AS, encontra-se as regiões mais planas e as regiões de relevo movimentado da Serra da Mantiqueira e do Mar nas proximidades ao oceano Atlântico.

A geologia da AS (Figura 2d) é oriunda dos dados proporcionados pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos, na escala 1:5.000.000, como apresentado por Schenk *et al.* (1999). Deste modo, observa-se (Figura 2d) as unidades geológicas predominantes no continente, de origem sedimentar, do período Quaternário (Q) e do período Terciário (T), bem como por rochas ígneas e metamórficas do período Pré-cambriano indiferenciado (pC). Ao longo da Cordilheira do Andes, há predominância das rochas ígneas e metamórficas, e nas planícies aluviais do continente (a leste) predomina-se as rochas de origem sedimentar (SCHENK *et al.*, 1999).

4.2 Metodologia para determinação da perda de solo por erosão hídrica na AS – implementação do modelo RUSLE

Para determinar o potencial da perda de solo por erosão hídrica utilizou-se a RUSLE descrito por Renard *et al.* (1997), sendo amplamente utilizada em grandes regiões com a mesma finalidade (DOULABIAN *et al.* 2021). A RUSLE caracteriza-se por ser uma combinação linear dos principais fatores associados à erosão hídrica. O modelo é descrito da seguinte forma:

$$A = K \times LS \times R \times C \times P$$

(1)

Em que **A**: taxa média anual de erosão do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); **R**: fator de erosividade média anual da chuva ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); **K**: fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); **C**: fator de cobertura do solo (-); **LS**: fator topográfico (comprimento da inclinação e fator de declividade da encosta) (-); **P**: fator de práticas conservacionistas (-).

4.3 Fator de erodibilidade do solo (fator K)

No modelo RUSLE, o fator K é um parâmetro que demanda informações relativas às características texturais (silte (0,002–0,05 mm), argila (< 0,002 mm), fração de areia (0,05–0,1 mm), conteúdo de matéria orgânica (porcentagem), estrutura (granular muito fina, granular fina, granular grosseira e compacta) e permeabilidade (muito lenta, lenta, lenta a moderada, moderada, moderada a rápida e rápida) do solo (RENARD *et al.* 1997; WISCHMEIER e SMITH, 1978). Em escala continental, o fator K é estimado a partir de um banco de dados de solos, textura (silte, argila e areia), matéria orgânica, estrutura e permeabilidade (DOULABIAN *et al.*, 2021; PANAGOS *et al.*, 2014; BORRELLI *et al.*, 2017) aplicados à equação empírica proposta por Wischmeier e Smith (1978):

$$K = 0,1317 \times [(2,1 \times 10^{-4} M^{1,14} (12 - MO) + 3,25(S - 2) + 2,5(P - 3))/100] \quad (3)$$

Sendo o **fator K** expressado em $t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$; **M**: é o **fator textural**; **MO**: teor de matéria orgânica (%); **S**: código da estrutura do solo (-); **P**: permeabilidade do solo (-).

Para aplicação da Equação (3) foi necessário fazer algumas adaptações, descritas a seguir:

- a. Conforme Wischmeier e Smith (1978), a Equação (3) é restrita a solos para os quais a fração de silte não excede 70%. Um limite superior de 70% na fração silte foi atribuído aos pixels que excederam esse valor.
- b. O teor de MO não deve ser acima de 4% para evitar subestimação da erodibilidade do solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Assim, para os solos ricos em MO, foi estabelecido o limite superior de 4%.

c. A fração areia fina como subfator na Equação (3) foi estimada em 20% da fração areia (0,05–2 mm), uma vez que a granulometria da areia (0,05 – 1 mm) normalmente não é objeto de análise padrão. Segundo proposto por Donagemma (2011), considera-se o diâmetro das partículas e as classifica como areia grossa (0,2 – 2 mm) e areia fina (0,05 – 0,2 mm) na análise granulométrica da fração areia.

Fator textural (M):

$$M = [(silte\% + areia\ fina\%) \times (100 - argila\%)] \quad (4)$$

Matéria orgânica (MO%):

$$MO\% = [(CO_{g/kg} \times 1,724)/10] \quad (5)$$

CO: Carbono orgânico (g/kg); Fator de conversão Van Bemmelen para MO: 1,724¹

Os valores de estrutura foram atribuídos em função das classes de solo do WRB (IUSS Working Group WRB, 2006) para AS (Ver apêndice). Adicionalmente, foram utilizados materiais auxiliares da *Food and Agriculture Organization* (FAO, 1971; 2006) para estimativa da estrutura. As classes de estrutura do solo para o cálculo do fator K foram designadas de acordo com as classes de solo descritas no Manual de Solos do Departamento de Agricultura dos EUA nº 430 (USDA, 1983), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Classes de estrutura do solo de acordo com USDA (1983).

Classe de estrutura	Estrutura do solo	Características
1	Granular: < 1mm	Muito pequena granular
2	Granular: 1-2mm	Pequena granular
3	Granular: 2-10mm	Média (2-5 mm) a grande granular (5-10 mm)
4	Compactada: > 10mm	Prismáticos, colunar, blocos, laminar

Os valores de permeabilidade foram atribuídos de acordo com a textura do solo (Tabela 2), conforme descritas no Manual de Solos do Departamento de Agricultura dos EUA nº 430 (USDA, 1983). Assim também, levou-se em consideração informações adicionais do perfil dos solos da AS (FAO, 1971; 2006) (Ver apêndice).

¹ TOMÉ Jr, J. B. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997, 247p.

Tabela 2: Classes de permeabilidade do solo estimados de acordo as principais classes de textura (USDA,1983).

Classe de Permeabilidade (p)	Textura
1 (rápida a muito rápida)	Arenosa
2 (moderada a rápida)	Areia franca, franco arenosa
3 (moderada)	Franco, franco siltosa, siltosa
4 (lenta a moderada)	Franco argiloarenosa, franco argilosa
5 (lenta)	Franco argilosiltosa, argiloso arenosa
6 (muito lenta)	Argiloso siltosa, argilosa

Com os valores de estrutura e permeabilidade do solo procedeu-se a reclassificação adicionando os respectivos valores para cada classe de solo, sendo mapeados 106 classes de solo para a AS. Deste modo, utilizou-se dados provenientes do SoilGrids-global gridded soil Information disponibilizado pelo ©ISRIC World Soil Information, com resolução espacial de 250 m, nas profundidades de 0-5 cm e 5-15 cm, atualizados em 2017, disponível em: <https://www.isric.org/explore/soilgrids>. O download dos dados realizou-se no formato TIFF para areia (%), silte (%), argila (%), carbono orgânico (g/kg), e classes de solo (WRB). Na sequência, com as vaiáveis pré-processadas foi aplicado a Equação (3) para determinar a erodibilidade do solo. Cabe destacar que a profundidade média foi obtiva a partir da média entre as camadas de 0 a 5 cm e 5 a 15 cm como disponibilizados pelo SoilGrids. A metodologia adotada para a determinação do fator K está apresentada na Figura 3.

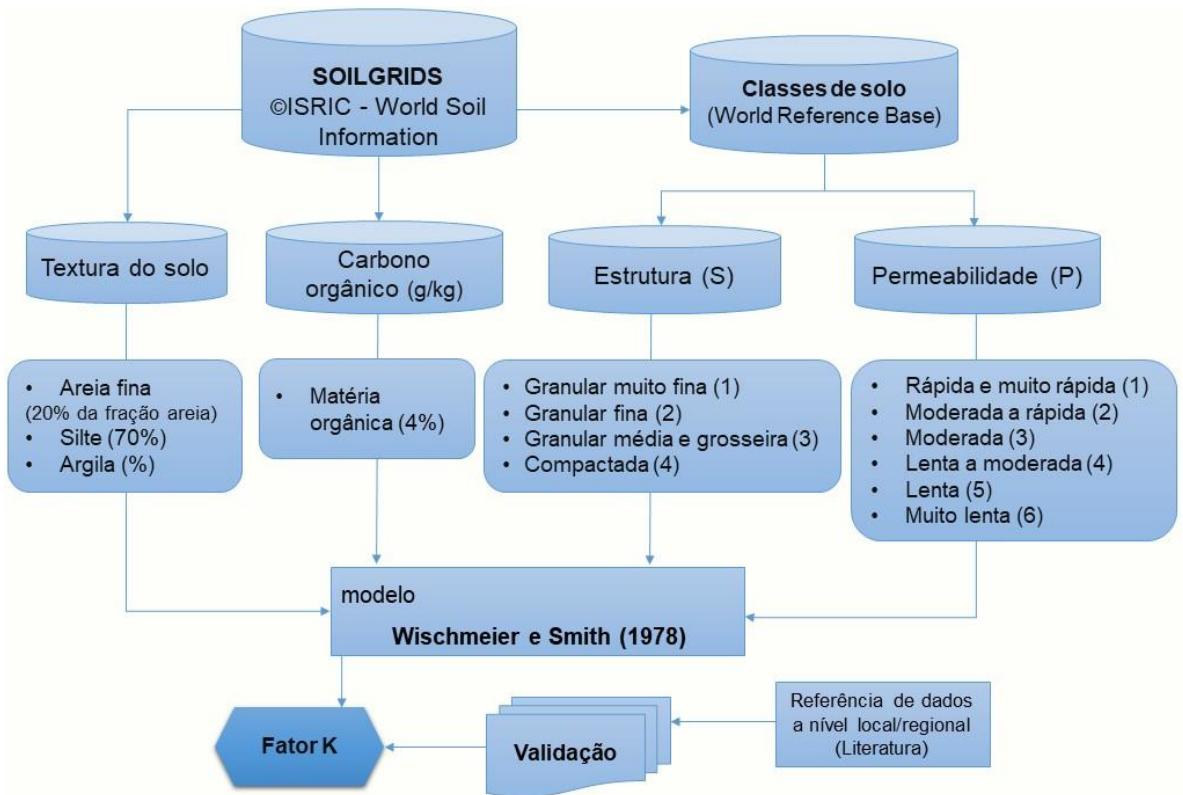


Figura 3: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator K na América do Sul.

O SoilGrids é um sistema para mapeamento digital global do solo que utiliza métodos de aprendizado de máquina para mapear a distribuição espacial das propriedades do solo em todo o mundo. Os modelos de previsão do SoilGrids são ajustados usando mais de 230.000 observações de perfis de solo do banco de dados WoSIS e uma série de covariáveis ambientais (HENGL *et al.* 2017).

Com o objetivo de avaliar a qualidade das estimativas do fator K, comparou-se os valores estimados com os obtidos em 53 parcelas experimentais realizadas na AS, abrangendo Brasil, Chile, Argentina, Colômbia e Venezuela (Apêndice A). Essa comparação é fundamental para validar os valores estimados do Fator K a partir da Equação 3, diminuindo, assim, as incertezas da modelagem.

Na Figura 4 apresentam-se os mapas de permeabilidade (a), estrutura (b), fator textural (c) e matéria orgânica (d) para a AS.

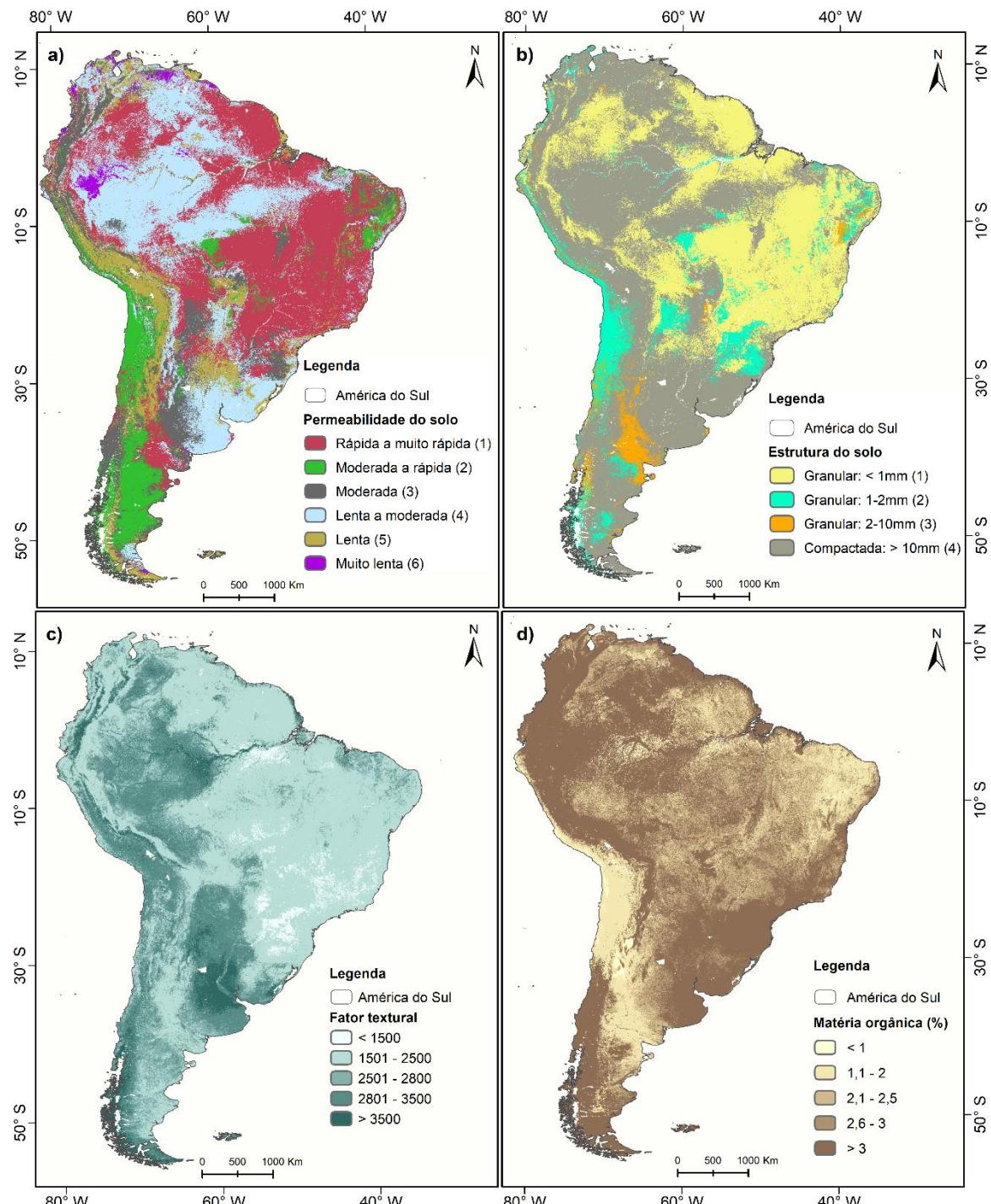


Figura 4: Mapas base para estimativa do fator K na AS: permeabilidade (a), estrutura (b), fator textural (M) (c) e matéria orgânica (d).

4.4 Fator topográfico (fator LS)

O efeito da topografia sobre a erosão do solo nas encostas é representado por meio do fator LS, sendo dividido em dois componentes: (i) o fator L que representa o impacto do comprimento disponível para o escoamento e (ii) o fator S que reflete a

influência da declividade na perda de solo (RENARD *et al.*, 1997; WISCHMEIER e SMITH 1978). O fator LS representa a influência potencial do terreno no escoamento superficial, geração e transporte de sedimentos (PANAGOS *et al.* 2015b; BORRELLI *et al.* 2017).

Para calcular o fator LS aplicou-se a equação proposta por Renard *et al.* (1997):

$$L = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m \quad (8)$$

Sendo que: L é o fator que descreve o comprimento relativo da encosta; λ é o comprimento de uma célula (95 metros; Projeção Albers América do Sul – ESRI: 102033); e m é o expoente da equação.

$$m = \frac{F}{F+1} ; \quad F = \frac{(\sin \theta / 0,0896)}{(0,56 + 3 * (\sin \theta)^{0,8})} \quad (9)$$

Sendo que: F é a relação entre a erosão em sulco e entre-sulco ao longo da vertente; e θ é o ângulo de inclinação da encosta.

O fator S foi calculado em função da declividade do terreno seguindo metodologia proposta por McCool *et al.* (1987) e Renard *et al.* (1997):

$$S = \begin{cases} 10,8 \sin \theta + 0,03 & \text{para } \theta < 0,09 \\ 16,8 \sin \theta - 0,50 & \text{para } \theta \geq 0,09 \end{cases} \quad (10)$$

Os parâmetros topográficos necessários para aplicação das equações acima foram obtidos através do Modelo Digital de Elevação (MDE), produto dos dados digitais de elevação *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) versão 4, atualizados em 2018, disponibilizados pelo *Consultative Group for International Agricultural Research-Consortium for Spatial Information* (CGIAR-CSI), com resolução espacial de 90 m no sistema de coordenadas geográficas – Datum WGS84. A versão 4 dos dados de elevação SRTM foi processada para preencher as lacunas sem dados e assim facilitar sua utilização, especialmente no campo da modelagem hidrológica (JARVIS *et al.*, 2008). Neste sentido, a escolha desta base de dados ocorreu por encontrar-se

previamente corrigida, assim diminuindo as incertezas e facilitando seu processamento posterior. Mukherjee *et al.* (2013) descrevem que os MDEs são uma representação quantitativa da superfície da Terra que permite extrair informações referentes à declividade do terreno, área, índice topográfico, e rede de drenagem e assim possibilitam utilizá-las para processos que empregam análise do terreno.

Para o download dos dados de altitude no formato Geotiff foi utilizada a plataforma de dados geoespaciais do Google Earth Engine através do "Code Editor". O modelo proposto para determinar o fator LS foram implementados no software ArcMap (ESRI, 2004). Prévio à sua implementação, o MDE foi hidrologicamente consistido a partir da eliminação de depressões espúrias por meio da ferramenta "*Fill*" no intuito de garantir o comportamento físico do escoamento superficial.

Na sequência, foi necessário realizar correções pós eliminação dos dados espúrios por ainda apresentar valores negativos. Assim, foi verificada a natureza dos dados negativos e descartados por serem oriundos das ondulações geoidais ao longo das margens do continente. Assim, foi realizada a substituição das áreas com problemas por dados procedentes do SRTM de 30 metros de resolução espacial, previa reamostragem para 90 metros (Data Management Tools > Raster > Raster Processing > Resample (método Nearest)). Cabe destacar que a reamostragem não altera a qualidade do dado, mantendo-o com a qualidade original, no entanto, o torna compatível com os dados de altitude que possuem resolução espacial menor (90 m), assim possibilitando a integração de ambos.

Ao reprojetar o MDE Hidrologicamente Consistido (MDEHC) para o sistema *SAD 1969 Albers*, o pixel fica suscetível a distorções e pode alterar o tamanho. Assim, por essa distorção, a célula passou a ser de 95 m para o MDEHC, sendo este valor adotado para o λ (maiores detalhes sobre as distorções podem ser encontrados em Dent *et al.* 2009). Segundo Renard *et al.* (1997), o valor máximo de comprimento de rampa que a RUSLE considera é de 120 m. A metodologia adotada para a determinação do fator LS está esquematizada na Figura 5.

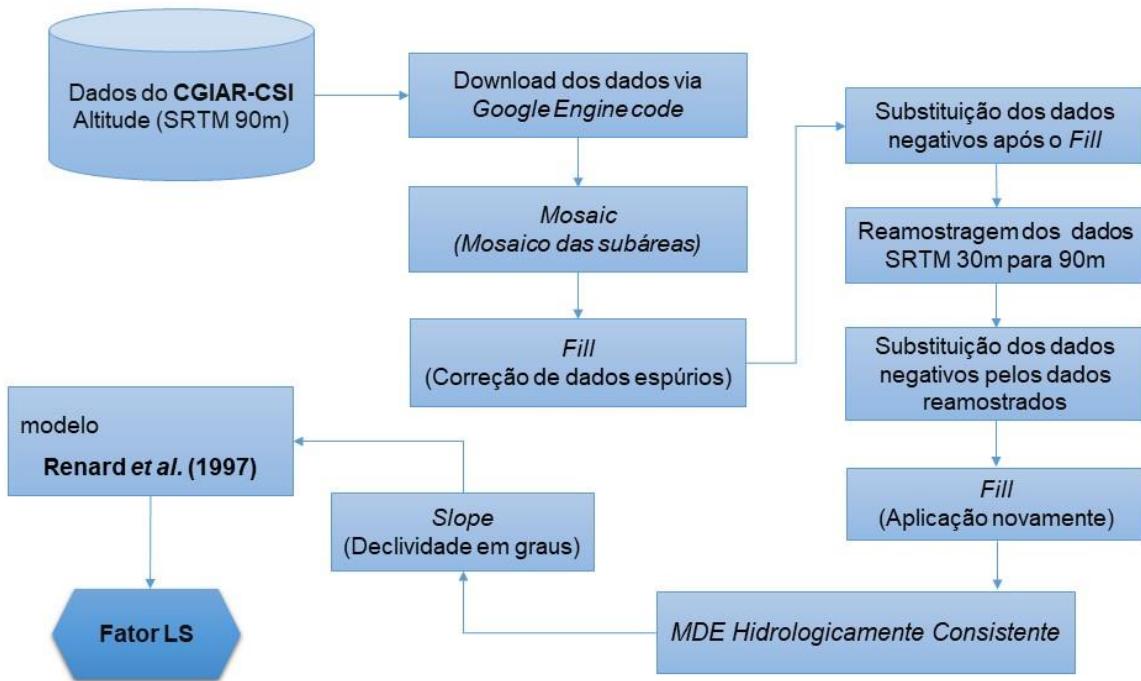


Figura 5: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator LS na América do Sul.

Na Figura 6 estão apresentados os mapas de declividade (a) e o MDE hidrologicamente consistido (b), os quais são base para cálculo do fator LS.

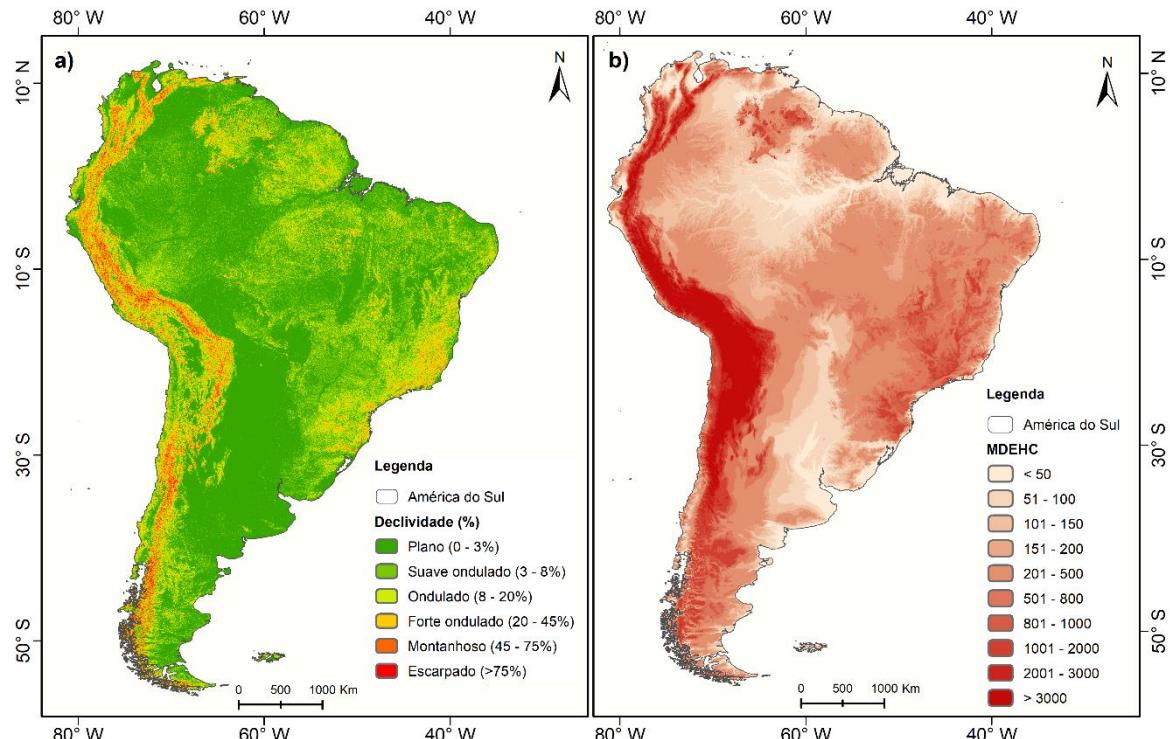


Figura 6: Mapas base para determinação do fator LS: declividade (a) e MDEHC (b).

4.5 Fator de erosividade da chuva (fator R)

O fator R representa o potencial da chuva em erodir o solo pelo impacto das gotas e de sua energia cinética. Dessa forma, a energia cinética de cada evento deve ser computada (E_c) e multiplicada pela intensidade máxima da chuva em 30 minutos (I_{30}), resultando nos valores de EI_{30} para cada evento. Os valores de EI_{30} são somados anualmente e a média de longo-termo corresponde ao fator R (BROWN e FOSTER, 1987; WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Porém, devido à necessidade do monitoramento dos eventos de precipitação em escalas de tempo sub-horárias para o cálculo do fator R e a baixa cobertura espacial e temporal de postos pluviométricos, modelos de regressão são propostos com base em variáveis de mais fácil monitoramento (e.g., meteorológicas e topográficas) (MELLO *et al.*, 2013; RIQUETTI *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2022). Para a América do Sul, o modelo proposto por Riquetti *et al.* (2020), que utiliza como variáveis a precipitação média anual, altitude, latitude e longitude, foi utilizado no presente trabalho.

$$\log_{10}R = (0,27530 + 0,02266 \cdot LO + (-0,00017067 \cdot LO \cdot LA) + 0,65773 \cdot \ln(P) + 6,049663 \cdot 10^{-8} \cdot A \cdot P) \quad (11)$$

Sendo que: **R** representa a erosividade média anual da chuva em $MJ\ mm\ (ha\ h)^{-1}\ ano^{-1}$; **LA** é a latitude ($^{\circ}$); **LO** é a longitude ($^{\circ}$); **A** é a altitude (m); **P** é a precipitação média anual (mm/ano); e **Ln** corresponde ao logaritmo natural.

Os dados de altitude foram obtidos do MDEHC (90 m de resolução) (Figura 5). Os dados de precipitação (período entre 1970-2000) provenientes do WorldClim, foram reamostrados para a resolução de 90 m para posterior estimativa do fator R. A metodologia para determinação do fator R está esquematizada na Figura 7.

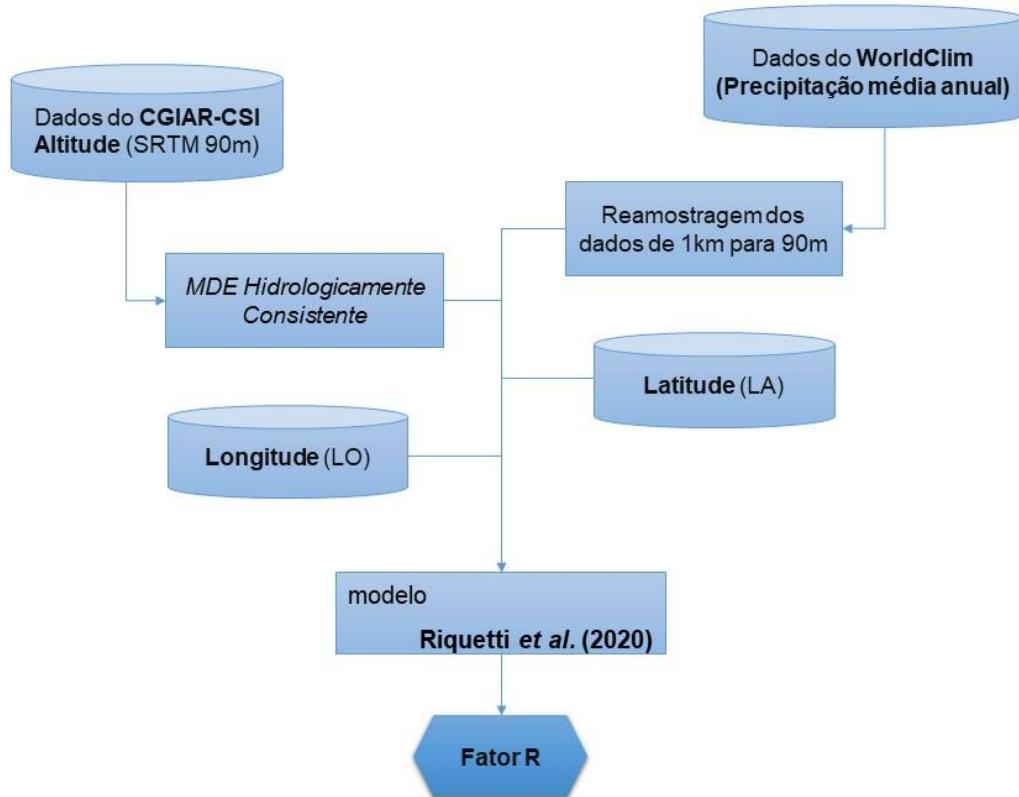


Figura 7: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator R na América do Sul.

De acordo com Hijmans *et al.* (2005), WorldClim é um conjunto de covariáveis climáticas globais, dentre elas a precipitação e outras variáveis bioclimáticas, com resolução espacial de aproximadamente 1 km, sendo uma base formada por dados coletados no período entre 1950-2000. Para informações referentes à metodologia da geração dos dados de precipitação no WorldClim podem ser consultados em Hijmans *et al.* (2005) e sobre a geração do mapa de precipitação média anual para AS em Riquetti (2019). O mapa de precipitação média anual gerado com base nos dados do WorldClim está apresentado na Figura 8 abaixo.

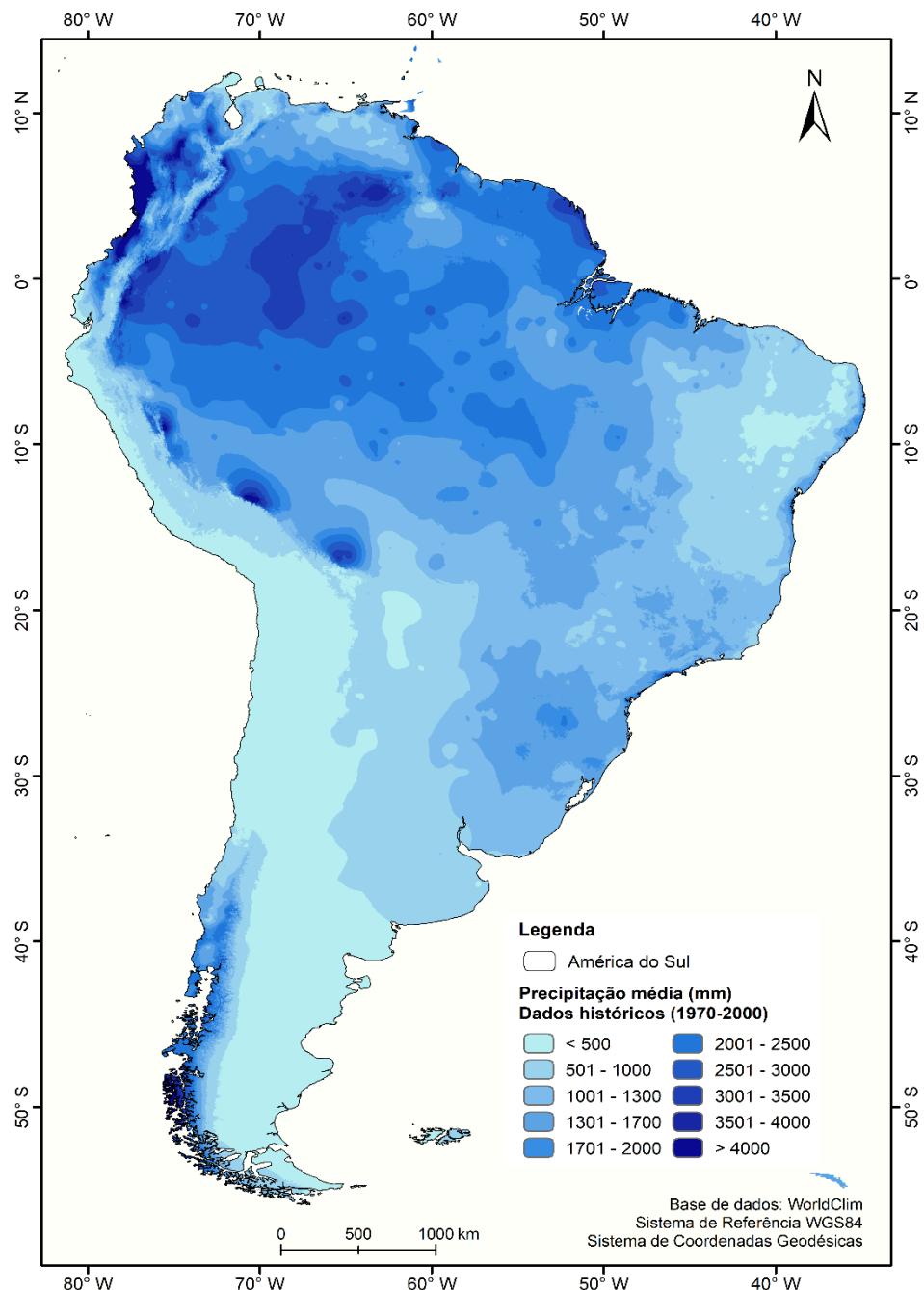


Figura 8: Mapa de precipitação média anual gerado com base nos dados de WorldClim para a resolução espacial de 90 m.

Neste estudo, o mapa de densidade do fator R (DR) para AS foi desenvolvido, objetivando explorar como a intensidade da chuva e a quantidade de chuva explicam o comportamento do fator R (PANAGOS *et al.*, 2016). DR é definido como:

$$DR = \frac{R}{P} \quad (12)$$

Sendo que: DR representa a densidade do fator R ($MJ (ha h ano)^{-1}$); R corresponde ao fator R ($MJ mm (ha h)^{-1} ano^{-1}$); e P corresponde a precipitação média anual (mm).

Valores mais baixos de DR significam que o fator R é predominantemente impulsionado pela quantidade de chuva, enquanto para valores mais altos, a intensidade da chuva desempenha um papel mais significativo (PANAGOS *et al.*, 2016; DASH *et al.*, 2019).

4.6 Fator de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)

Os fatores C e P são difíceis de caracterizar em escala continental, pois existem diferentes culturas e, para uma mesma cultura, diferentes práticas de conservação do solo e estratégias de manejo. Além disso, as práticas conservacionistas são estratégias locais para minimizar as perdas de solo, não sendo viável sua extração em escala continental. Por isso, para o presente estudo foi configurado $P = 1$ (BESKOW *et al.*, 2009). Essa suposição pode levar a superestimativas da perda de solo. Caso contrário, assumir valores de $P < 1$, especialmente para usos agrícolas, pode levar a subestimações dos processos erosivos, o que não é desejável para fins de planejamento e tomada de decisão.

Sendo estes fatores calculados em função do uso do solo, neste estudo foi utilizada a base de dados Global Land Cover através do Copernicus Global Land Services, com resolução espacial de 100 m, disponível em: <https://land.copernicus.eu/global/products/lc>. Os dados de uso do solo foram reamostrados para uma resolução espacial de 90 m, para ser compatível com os demais fatores. A base de dados Copernicus Land Cover para 2015 utiliza dados das observações de satélite do PROBA-V. A classificação segue o Sistema de Classificação de Cobertura de Terras da ONU FAO (LCCS) (BUCHHORN *et al.* 2019).

Os valores do Fator C atribuídos a cada classe seguem aqueles disponibilizados na literatura (Tabela 3). Levando em consideração a variabilidade de usos do solo na América do Sul procedeu-se a utilização do valor médio para cada cobertura do solo. A metodologia seguida para determinação do fator C segue o descrito na Figura 9.

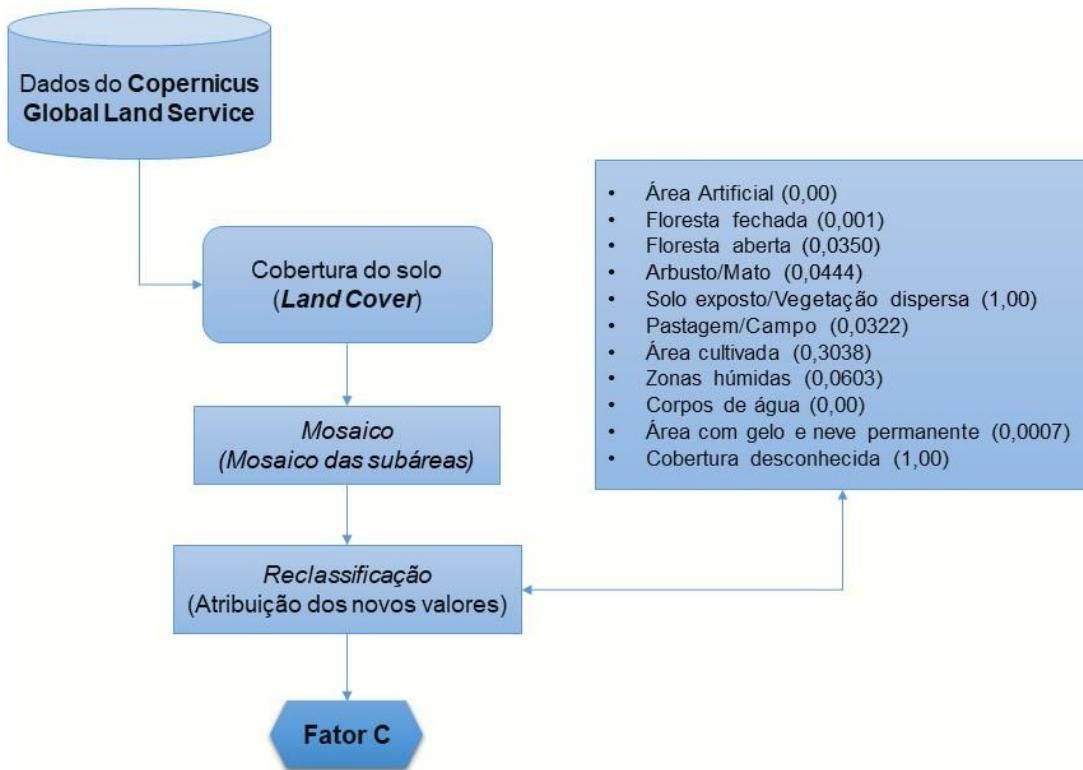


Figura 9: Metodologia aplicada para geração do mapa do fator C na América do Sul.

O mapa de uso do solo na AS gerado com base nos dados do Copernicus Land Cover está apresentado na Figura 10 abaixo.

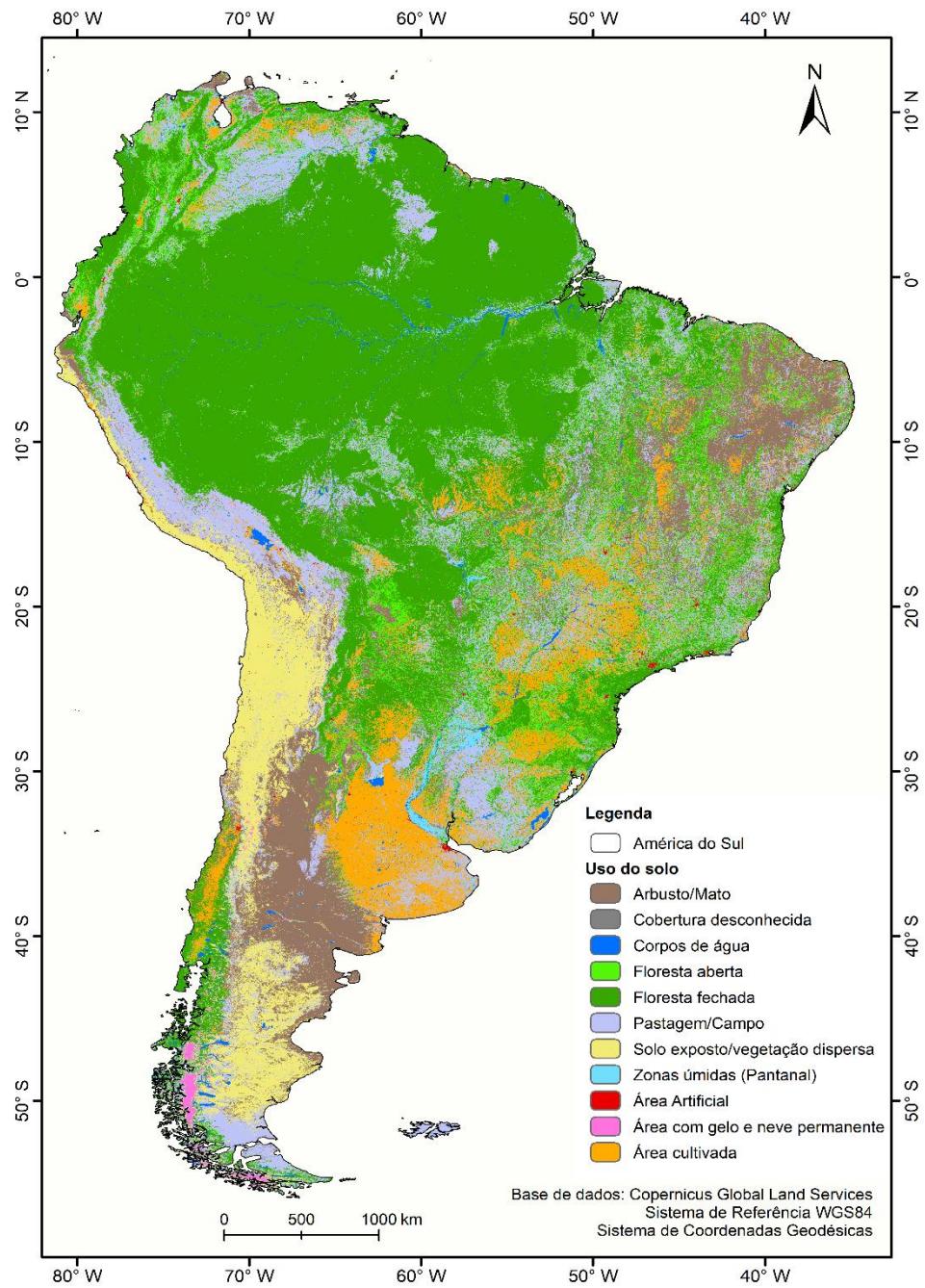


Figura 10: Mapa de uso do solo na América do Sul para o ano de 2015.

Tabela 3: Fatores C e P para as coberturas do solo compilados a partir de estudos desenvolvidos para AS.

Cobertura do solo	Descrição	Fator C	Referências	Fator C médio	Fator P*
Floresta fechada	Floresta estacional sempre-verde; Floresta fechada sempre-verde: folha larga e folha larga decídua; Floresta fechada mista e outras.	0,001	Didoné <i>et al.</i> (2013); Fernandez <i>et al.</i> (2003); Morgan (2005); Panagos <i>et al.</i> (2015c); Roose (1977);	0,001	1,00
Floresta aberta	Floresta aberta: folha de agulha sempre-verde, folha larga decídua, mista e outras.	0,015 0,01 0,01 0,01 0,13	Silva (2016); Ruhoff <i>et al.</i> (2006); Chen <i>et al.</i> (2011); Yang <i>et al.</i> (2003) Özhan <i>et al.</i> (2005)	0,0350	1,00
Arbusto/Mato	Plantas perenes lenhosas inferiores a 5 m de altura.	0,01 0,01 0,0015 0,18 0,025 0,040	Chen <i>et al.</i> (2011); Morgan (2005); Xavier <i>et al.</i> (2013) Pham (2007); Lazzari <i>et al.</i> (2015); Jain e Kothyari (2000)	0,0444	1,00
Solo exposto/Vegetação dispersa	Terrenos com solo exposto, areia ou rochas com menos de 10% de cobertura pela vegetação durante o ano.	1,00	Braida e Cassol (1999); Wischmeier e Smith (1978); Eweg <i>et al.</i> (1998); David (1988); Duarte <i>et al.</i> (2016)	1,00	1,00
Pastagem/Campo	Plantas sem caule ou brotos persistentes acima do solo e sem estrutura definida; Musgos e líquens.	0,025 0,062 0,011 0,014 0,067 0,01 0,09 0,05 0,003 0,01 0,012	Silva (2004); Ochoa <i>et al.</i> (2016); Fu <i>et al.</i> (2006); Galdino (2012); Panagos <i>et al.</i> (2015c); Paranhos Filho <i>et al.</i> (2003); Ozsoy <i>et al.</i> (2012); Silva <i>et al.</i> (2010); Fernandez <i>et al.</i> (2003); Dymond (2010); Schmidt <i>et al.</i> (2018); Durães <i>et al.</i> (2016);	0,0322	1,00

Área Artificial	Área coberta por edifícios e outras estruturas artificiais.	0,00	Nontananandh e Changnoi (2012); Carrasco-Letelier e Beretta-Blanco (2017); Rodrigues <i>et al.</i> (2017)	0,00	1,00
Área cultivada	Terras cobertas com culturas temporárias seguido de colheita e um período de solo nu.	0,012 0,309 0,51 0,53 0,45 0,104 0,428 0,484 0,1 0,11 0,56 0,102 0,25	Bertol <i>et al.</i> (2002) Panagos <i>et al.</i> (2015c)** Graça <i>et al.</i> (2015) Ochoa <i>et al.</i> (2013) Correa <i>et al.</i> (2013) Bertol <i>et al.</i> (2001) Lino (2010) Carrasco-Letelier e Beretta-Blanco (2017) Bonilla <i>et al.</i> (2010) De Maria e Lombardi Neto (1997) Andrade <i>et al.</i> (2010) Marelli <i>et al.</i> (2012) Bertoni and Lombardi Neto (2005)	0,3038	1,00
Zonas úmidas	Terras com uma mistura permanente de água e vegetação herbácea ou lenhosa (Pantanal).	0,05 0,01 0,18 0,001	Yang <i>et al.</i> (2003); Borges <i>et al.</i> (2012) Ranzi <i>et al.</i> 2012) Ullah <i>et al.</i> (2018)	0,0603	1,00
Corpos de água	Lagos, rios e reservatórios	0,00	Aneseyee <i>et al.</i> (2020); Oliveira <i>et al.</i> (2014); Farinasso <i>et al.</i> (2006); Durães e Mello (2016)	0,00	1,00
Área com gelo e neve permanente	Terrenos cobertos de neve ou gelo durante o ano.	0,001 0,00 0,001	Yang <i>et al.</i> (2003) Panagos <i>et al.</i> (2015c) Chuenchum <i>et al.</i> (2020)	0,0007	1,00
Cobertura desconhecida	Não corresponde a nenhum dos outros usos definidos anteriormente.	1,00	-	1,00	1,00

* Adaptado de Renard *et al.* (1997).

** Valor médio das culturas disponíveis na Tabela 1 do artigo.

4.7 Taxa de Entrega de Sedimentos (TES) na AS

A TES é definida como sendo a razão entre a carga média anual de sedimentos que passa pela seção de controle de uma bacia hidrográfica, em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, e a média espacial de erosão estimada, na mesma unidade. Um dos procedimentos para estimar o TES consiste em estimar o transporte de sedimentos utilizando modelos hidrossedimentológicos e um modelo, como a RUSLE, para estimativa da perda média de solo na bacia. Para obter a TES foi utilizado a relação entre erosão hídrica do solo ($t\ (ha\ ano)^{-1}$) no tempo presente, a área das bacias hidrográficas e o sedimento transportado médio ($t\ ano^{-1}$). A continuação apresenta-se as equações utilizadas para estimar a TES:

$$TES = \frac{STM}{A} \quad (13)$$

$$STM = \frac{stm}{a} \quad (14)$$

TES representa a taxa de entrega de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); **STM** corresponde ao sedimento transportado médio ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); **A** é erosão média da bacia ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); **stm** ao sedimento transportado médio nos rios ($t\ ano^{-1}$) e **a** corresponde a área de cada bacia (ha).

Neste estudo, para determinar a TES baseou-se no uso dos dados de sedimentos transportados disponibilizados por Fagundes *et al.* (2021) para 27 bacias hidrográficas da AS (Figura 11). Para a modelagem do Sedimento transportado médio, os autores utilizaram a modelagem hidrológico-hidrodinâmico diária por meio do Modelo de Grandes Bacias, combinado com um módulo de Sedimentos (MGB-SED). A base de dados para descarga de sedimentos simulados para a AS, apresentados por Fagundes *et al.* (2021), está disponível para download em <https://data.mendeley.com/datasets/k7c5482fsm/1>.

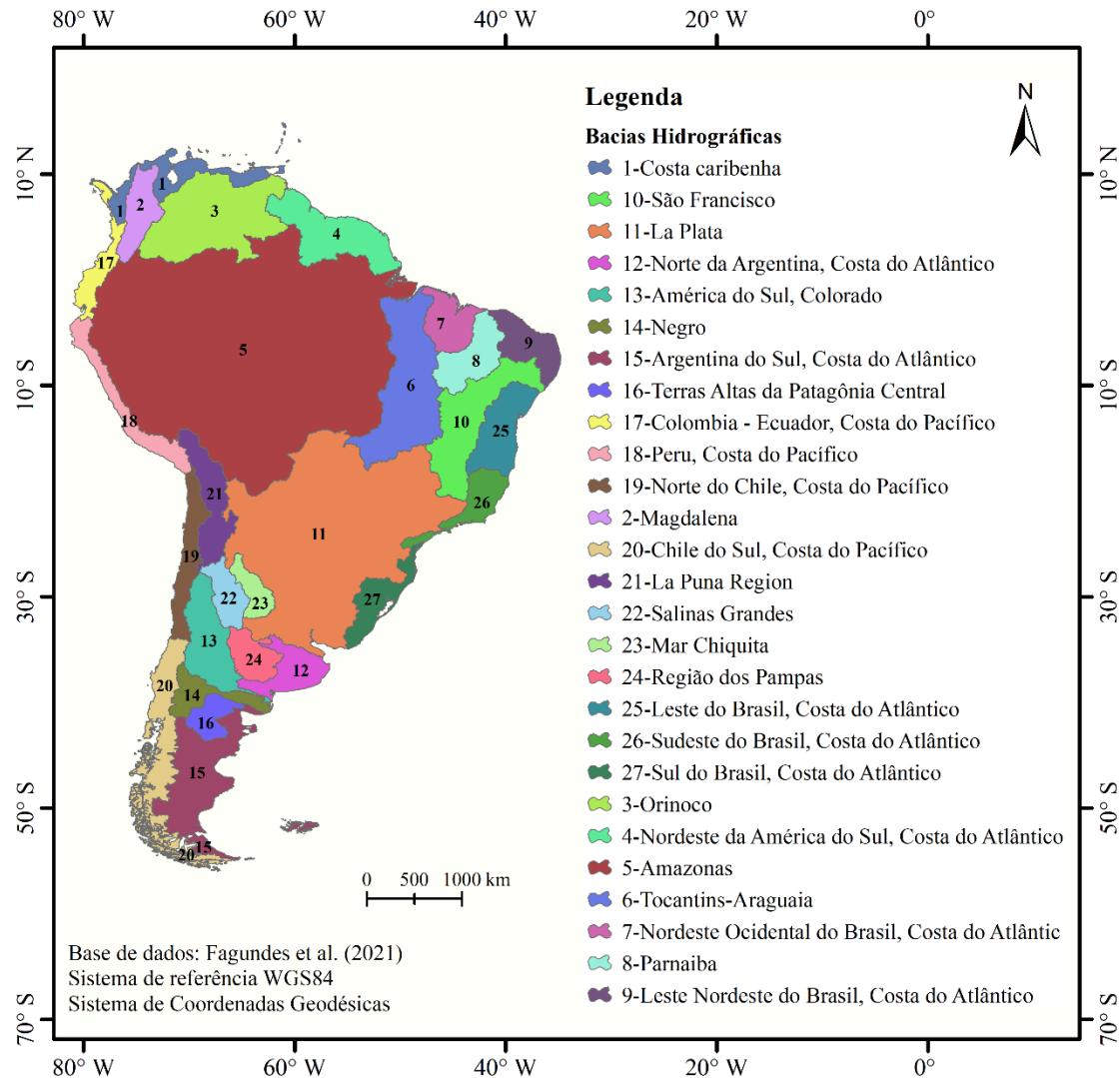


Figura 11: Bacias hidrográficas avaliadas por Fagundes et al. (2021) e usadas no estudo da TES.

4.8 Aplicação no sistema de informação geográfica (SIG)

Na metodologia de aplicação do modelo RUSLE, destacam-se cinco fatores de entrada, dos quais se faz necessária a implementação de ferramentas SIG para otimizar o processo. Neste sentido, as variáveis foram obtidas da base de dados supracitados e na sequência implementadas em SIG. Neste estudo, foram utilizados softwares específicos e no processo final foi utilizada a Calculadora raster disponível no ArcGIS, gerando como produto final mapas de erosão hídrica do solo para os tempos presente e futuro. A sequência de trabalho da aplicação em SIG apresenta-se na Figura 12.

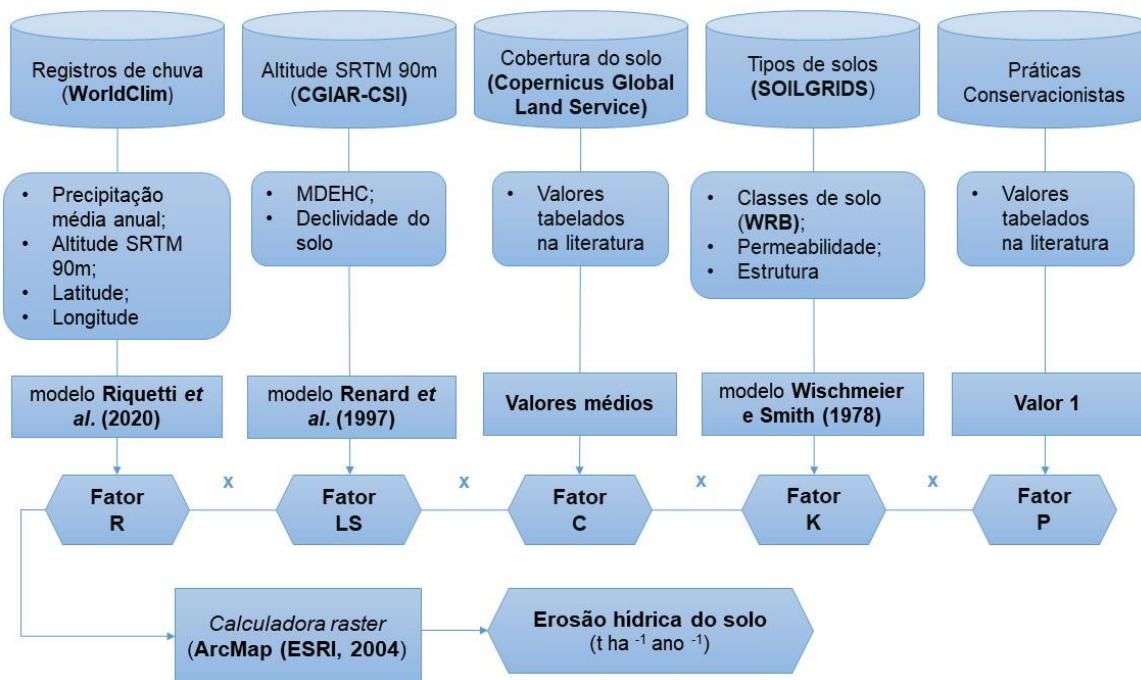


Figura 12: Etapas de implementação da RUSLE no SIG para obtenção da Erosão hídrica do solo na América do Sul.

4.9 Projeção futura da erosão do solo na AS

Com relação às projeções da erosão hídrica em função do clima futuro, foram empregados os dados de precipitação disponibilizados pelo PROJETA – Projeções de Mudanças do Clima para a América do Sul regionalizadas pelo Modelo Eta, do Centro de Previsão do Tempo e Estudo do Clima (CPTEC) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) como descrito por Riquetti *et al.* (2020). Junto ao PROJETA, foram obtidos dados de 4 modelos climáticos globais – BESM, CANES, HadGEM2-ES e MIROC5 regionalizados pelo modelo regional Eta, fundamentados em dois cenários RCP de gases do efeito estufa ao longo do século XXI: o RCP 4.5 (mais próximo da situação atual) e o RCP 8.5 (pessimista). A resolução espacial dos dados de precipitação dos modelos é de 20 km e os três períodos (time slices) considerados para análise foram 2010-2040; 2041-2070 e 2071-2099.

Para gerar os mapas de precipitação espacializados na resolução de 90 m, utilizou-se a Krigagem ordinária como interpolador. Posteriormente, aplicou-se o modelo gerado por Riquetti *et al.* (2020) para obtenção da tendência futura da

erosividade da chuva nos diferentes MCGs. Na sequência, foi calculado a média (Ensemble) do fator R entre os quatro MCGs para cada cenário (RCP's 4.5 e 8.5) e respectivos *times slices* (Figura 13).

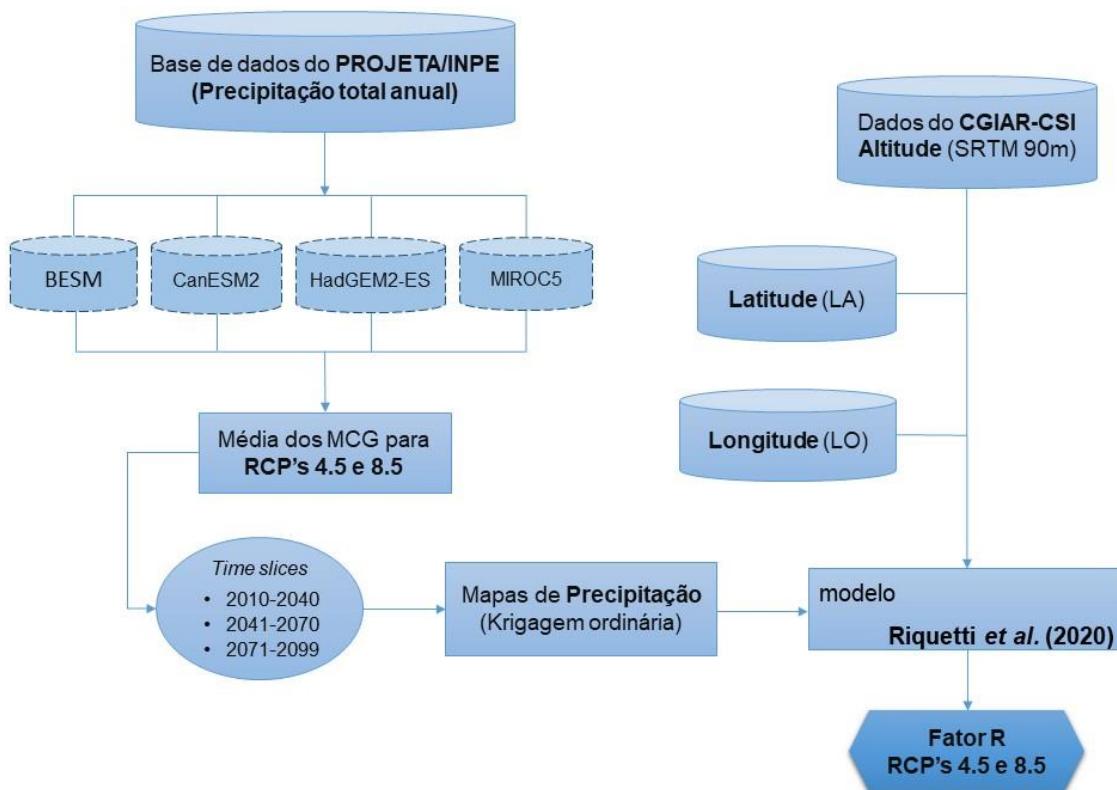


Figura 13: Metodologia aplicada para geração do fator R em função do clima futuro na América do Sul.

Após a obtenção do fator R médio, foram determinados os valores mínimo e máximo com base nos quatro MCGs, gerando um intervalo de confiança em cada time slices e RCP's. As projeções da erosão hídrica na AS foram determinadas considerando os valores mínimo, médio e máximo de R. Os demais fatores permanecerem os mesmos nos cenários de mudança climática.

5 Resultados e Discussão

5.1 Fator de erodibilidade do solo (fator K)

Na aplicação da metodologia proposta, foi possível obter um mapa da erodibilidade do solo na profundidade média de 0-0,15 m (Figura 14), com média de $0,021 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$ e coeficiente de variação de 63%, o qual indica alta variabilidade dos dados em relação à média ao longo da AS. Os valores encontrados são inferiores a $0,068 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$. Esta variabilidade é esperada em um estudo que contemple uma área continental com mais de 100 classes de solos e interações ambientais complexas, tais como várias classes de solos e respectivos atributos influenciados por diversos tipos de clima (Figura 2).

Na Figura 14 observa-se a distribuição do fator K ao longo da AS. Avaliando o mapa do fator K, os valores mais baixos foram encontrados para regiões com relevo mais plano ou suave ondulado, como a RNE, partes da RCS e RN, enquanto para as regiões montanhosas, os maiores valores foram encontrados na Cordilheira dos Andes. Solos em regiões montanhosas são rasos e apresentam baixo teor de matéria orgânica (SANTOS *et al.*, 2018), resultando em alta erodibilidade, como Leptosols e Cambisols. Por outro lado, os solos de relevo plano são predominantemente profundos e ocupam áreas tropicais e subtropicais. Tais solos possuem agregados mais estáveis e estrutura de resistência e alta infiltrabilidade, como Ferralsols e Acrisols. Uma vegetação densa ocupa esses solos, o que proporciona maior teor de matéria orgânica na camada superficial. Na Figura 14, pode-se observar que esses solos ocupam uma grande área no Brasil, sendo responsáveis pelo baixo fator K médio na AS.

A Figura 15 apresenta uma comparação estatística entre o fator K estimado neste estudo e o fator K determinado através de um banco de dados com 53 avaliações de erodibilidade do solo na AS (Apêndice A). A regressão linear ajustada apresentou coeficiente de determinação (R^2) superior a 0,80, e valores estimados próximos à reta 1:1. Esses resultados demonstram uma boa precisão e exatidão da estimativa do fator K, o que valida a metodologia utilizada neste estudo.

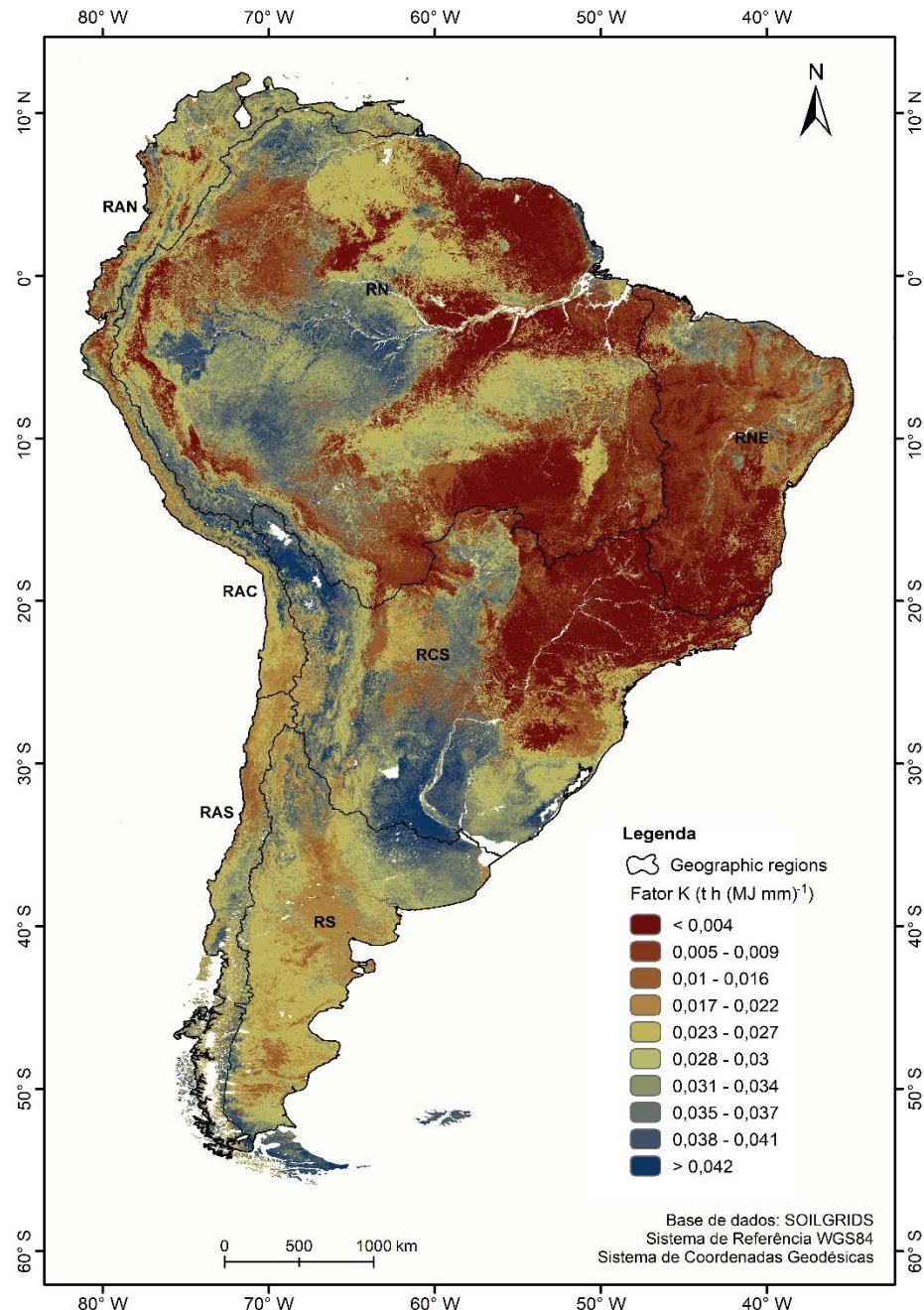


Figura 14: Mapa do fator K ($t \cdot h \cdot (MJ \cdot mm)^{-1}$) para a América do Sul.

Cabe destacar, a verificação da correlação foi possível através de uma extensa revisão de estudos publicados em parcelas experimentais. No entanto, em decorrência da escassez desses estudos na AS, foram utilizados apenas dados de 53 localidades baseados na RUSLE (Apêndice A). Como mencionado, em escala continental, tais informações podem ser difíceis de obter, principalmente em uma

resolução espacial mais detalhada. Também é importante destacar que a estimativa do fator K foi baseada nas classes de solo, relevo (topografia) e teor de matéria orgânica na camada de 0-0,15 m em uma resolução espacial de 500 m. Assim, algumas imprecisões são possíveis, principalmente se comparadas com dados de parcelas experimentais, que são provenientes de estudos locais. Apesar do bom desempenho do método para estimação do fator K, podemos observar que os valores estimados estão predominantemente acima da linha 1:1, o que significa que há um viés de superestimação nos valores mais baixos e subestimação para os valores mais altos, em relação às parcelas de erosão do solo.

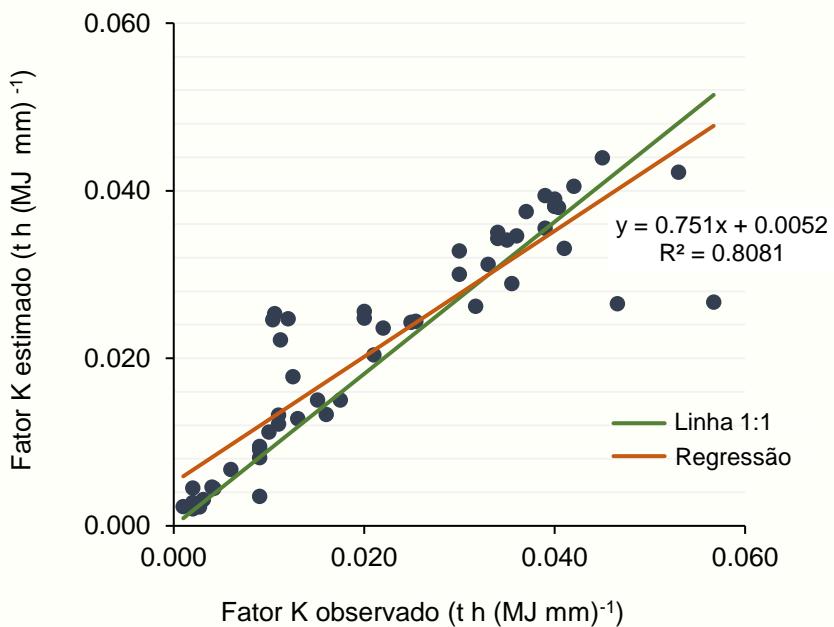


Figura 15: Comparação entre os valores do fator K estimados neste estudo e aqueles observados na literatura para 53 localidades na AS.

Neste contexto, comparando o valor médio do fator K e a textura dos solos, tem-se a predominância da classe textural franco, franco siltosa, siltosa (classe 3), seguido de uma estrutura granular média a grosseira (2-10 mm) e MO de 3% (Tabela 4). Para valores máximos, foi encontrada textura franco argilo-siltosa, argiloso-arenosa (classe 5), seguido de uma estrutura compactada (> 10 mm), e MO inferior a 2% (< 1% nas regiões áridas), enquanto para os menores valores do

fator K, foi encontrada classe textural arenosa (classe 1), seguido de uma estrutura granular muito fina (< 1mm) e MO superior a 3%.

Tabela 4: Resumo das propriedades dos solos utilizados para a estimativa do fator K.

Propriedades	Intervalo	Valor médio	DP
Matéria Orgânica (MO)	0-4%	3	0,9
Estrutura	1-4	2,7 (3)	1,4
Permeabilidade	1-6	3	1,5
Silte (70%)	0-70%	23,8	7,7
Argila	0-84%	26,4	7,6
Areia muito fina (20% da areia)	0-18%	9,6	2,2

Portanto, depreende-se que os maiores valores de erodibilidade do solo apresentam permeabilidade lenta e baixo conteúdo de MO, enquanto menores valores estão associados a permeabilidade rápida e conteúdos mais elevados MO. Para valores intermediários, observou-se, além de MO aproximadamente igual a 3%, permeabilidade moderada. Esses resultados estão em consonância com os obtidos por Panagos *et al.* (2014), em seu estudo sobre erosão hídrica no continente europeu, indicando a importância da MO na erodibilidade, sendo que a maior concentração de MO resultará em menor erodibilidade do solo. Isso ocorre porque a MO atua como agente agregador de partículas do solo, melhorando sua qualidade estrutural. Portanto, a erodibilidade do solo também pode ser influenciada pelo uso do solo, uma vez que a matéria orgânica depositada na serrapilheira influencia tanto na agregação do solo quanto na permeabilidade por meio da formação de fluxos preferenciais (MELLO *et al.*, 2020a), levando a alterações no fator K, o que é especialmente constatado em experimentos *in loco*.

Os valores do fator K por RG e por países da AS também foram analisados. A Guiana Francesa e o Suriname apresentaram os menores valores (0,004 e 0,006 t h ($MJ\ mm$) $^{-1}$), seguidos pela Guiana e Brasil, enquanto os países com forte influência dos Andes e o Uruguai apresentaram os maiores valores médios. Os solos nas Guianas e Suriname são primordialmente ocupados por florestas nativas (Amazônia), com elevada produção de biomassa e deposição desta no solo,

permitindo que haja um estoque de carbono muito alto nas camadas superficiais dos solos, aumentando a agregação e sua resistência à erosão. Por outro lado, os solos rasos, com textura arenosa, baixa cobertura vegetal e relevo declivoso da região dos Andes propiciaram maiores valores do fator K. No caso do Uruguai é possível que os maiores valores estejam associados ao uso do solo destinado majoritariamente à pecuária, o que tende a compactar os solos, com redução da infiltração de água (menor permeabilidade) (CORTÉS CAPANO *et al.*, 2020).

Comparando-se os resultados do fator K na AS a outros em escalas semelhantes, Godoi *et al.* (2021), em estudo para o Brasil, obtiveram valor médio de $0,018 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$, valor este muito próximo ao obtido pelo presente estudo para o Brasil, que foi de $0,016 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$. Para a China, Zhang *et al.* (2008) obtiveram valor médio de $0,014 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$ e para a Europa, Panagos *et al.* (2014) encontram média geral de $0,032 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$. Neste estudo, a AS apresentou média de $0,021 \text{ t h (MJ mm)}^{-1}$. Essa diferença em relação ao continente europeu está associada principalmente ao fato de que na AS existem mais solos intemperizados, tais como os Ferralsols (Figura 2b), os quais ocupam parte significativa do Brasil, e apresentam alta resistência à erosão hídrica devido à sua estrutura granular e alta infiltrabilidade, o que leva à menor erodibilidade do solo.

Analisando o coeficiente de variação, a maior alteração foi encontrada na Guiana Francesa, seguido pelo Suriname, Brasil e Equador, enquanto a menor variação foi encontrada no Uruguai (Tabela 5). No caso das RG, lideram com maior variação a RNE, seguido pela RCS e RN, e com menor alteração RS e RAS.

Tabela 5: Estatísticas do fator K médio ($t \cdot h \cdot (MJ \cdot mm)^{-1}$) por RG e por país na América do Sul.

REGIÃO GEOGRÁFICA	Média	DP	CV (%)	PAÍS	Média	DP	CV (%)
RAS	0,027	0,007	27,3	Argentina	0,028	0,008	29,2
RAC	0,026	0,009	35,0	Bolívia	0,022	0,013	59,1
RAN	0,026	0,009	35,4	Brasil	0,016	0,013	84,5
RNE	0,011	0,011	94,0	Colômbia	0,021	0,011	55,3
RCS	0,021	0,014	66,7	Chile	0,027	0,008	28,0
RN	0,020	0,013	67,1	Equador	0,020	0,012	61,2
RS	0,026	0,007	25,7	Guiana	0,012	0,012	93,9
				Guiana Francesa	0,004	0,007	53,2
				Paraguai	0,021	0,012	57,5
				Peru	0,027	0,011	40,8
				Suriname	0,006	0,009	41,4
				Uruguai	0,032	0,004	11,2
				Venezuela	0,026	0,009	36,1

5.2 Fator Topográfico (fator LS)

Na aplicação da metodologia proposta para o fator LS foi utilizado um MDE com resolução espacial de 90 m, o que possibilitou um produto satisfatório tendo-se como referência uma área continental (Figura 16). Segundo Benavidez *et al.* (2018), as equações para o fator LS para a RUSLE, desenvolvida por Renard *et al.* (1997), são amplamente utilizadas em regiões com diferentes complexidades topográficas. O mapa para a AS está apresentado na Figura 16. O valor médio é 2,6 com elevada variabilidade (CV de 196%), variando de 0,03 a 48,9. Observa-se que os maiores valores foram obtidos ao longo da Cordilheira dos Andes e em outras regiões com altitude elevada (como na costa do Atlântico Sul, no Brasil e nas demais regiões montanhosas da AS) devido à declividade acentuada dessas regiões. Na região dos Andes, abrangendo as regiões geográficas RAS, RAC e RAN (Tabela 6), e em países andinos (Chile, Equador, Peru, Bolívia e Colômbia) foram obtidos os maiores valores do fator LS (7,5 a 3,7). Para as demais regiões da AS, o fator LS foi inferior a 3, sendo que a RS apresenta o menor valor (1,8). Dentre os países, os menores valores foram observados no Paraguai e Uruguai (< 1), sendo ambos influenciados por áreas com topografias menos complexas

O CV do LS permite observar a heterogeneidade dos dados, dentre os quais, as regiões RS, RN e RCS se destacam com maior variabilidade (Tabela 6), e por país, merecem destaque a Argentina e Paraguai (CV de 242 e 200%). A menor variação foi encontrada na RAS e na Guiana Francesa. Na modelagem em grande escala apresentada por Panagos *et al.* (2015b) para o fator LS, utilizando a equação proposta por Desmet e Govers (1996), foram observados valores elevados em maiores altitudes na Europa e baixos valores para regiões planas, comportamento similar ao encontrado na AS. Panagos *et al.* (2015a) apresentam para a Europa as maiores taxas de erosão em áreas do mediterrâneo e nos Alpes, associados à combinação da alta erosividade da chuva com declives relativamente íngremes. Este comportamento é observado na região dos Andes, a maior altitude e declividade, há aumento do fator LS (Figura 16) com taxas elevadas de erosão. Bosco *et al.* (2009) também descrevem tendência de aumento da erosão em altitudes elevadas (300-600 m) nos Alpes, causado pelo aumento das encostas em

áreas com cobertura vegetal insuficiente. Igualmente, Cerdan *et al.* (2010) no estudo da erosão na Europa, descrevem a relação positiva entre as taxas de erosão e o comprimento do declive em terras nuas e aráveis, com aumento do escoamento total em direção das encostas.

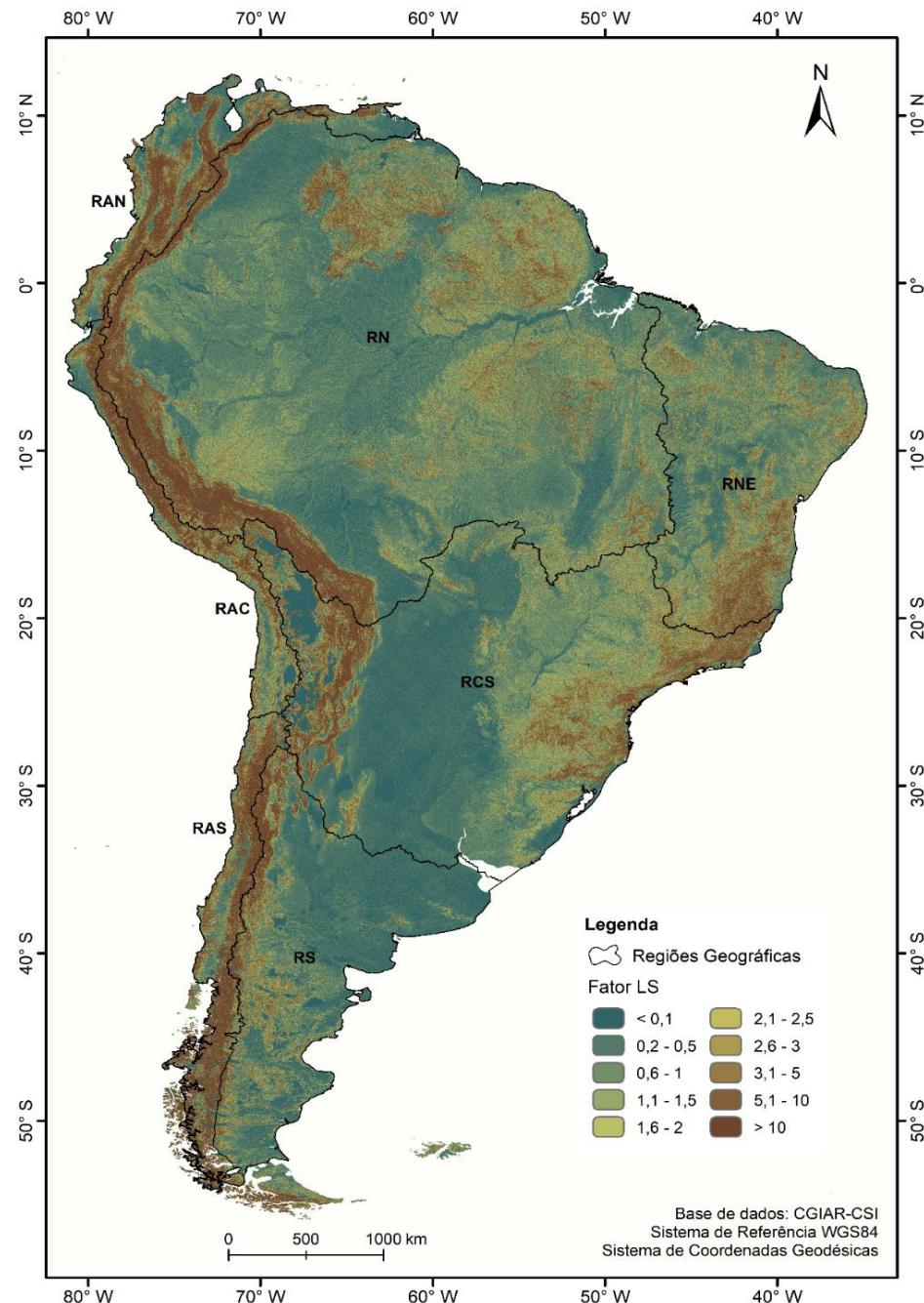


Figura 16: Mapa do fator LS para a América do Sul.

Panagos *et al.* (2015b) obtiveram um valor médio de 1,63 (para AS, foi obtido 2,6). O maior valor médio do fator LS para a AS está relacionado à topografia mais complexa do continente sul-americano, sendo observado extensas áreas planas no Brasil central, nos Pampas, no Chaco, bem como áreas de planícies na bacia amazônica, e também áreas muito declivosas na região dos Andes e no Sudeste do Brasil, fazendo com que o fator LS apresente maior média e variabilidade na AS (CV = 193%) do que na Europa (CV = 131%). A resolução do MDE também ajuda a explicar os diferentes valores. Panagos *et al.* (2015b) usaram um MDE de 30 m, enquanto para AS, utilizou-se um MDE de 90 m porque os outros fatores da RUSLE apresentam resoluções mais grosseiras (100 m; 500 m; 1000 m para, respectivamente, uso do solo, erodibilidade e erosividade das chuvas), sendo necessário reduzi-los para uma resolução espacial mais compatível, o que implica em perda de informação. No entanto, Doulabian *et al.* (2021) parametrizaram a RUSLE para o Irã considerando um MDE de 90 m e obtiveram um valor médio de 1,63 e CV igual a 135%, uma variabilidade um pouco menor do que na AS. O fator LS máximo foi de aproximadamente 75, valor maior que o obtido para AS.

Estudos em áreas menores, como bacias, estados, países, também utilizaram um MDE de 90 m, e todos consideraram desempenho satisfatório da RUSLE (BESKOW *et al.*, 2009; DOLIANIAN *et al.*, 2021). Todavia, equações do fator LS para RUSLE, conforme proposto por Renard *et al.* (1997), são amplamente utilizadas em regiões com topografias complexas, apresentando resultados satisfatórios (BENAVIDEZ *et al.*, 2018).

Tabela 6: Estatísticas do fator LS por RG e por país na América do Sul.

REGIÃO GEOGRÁFICA	Média	DP	CV (%)	PAÍS	Média	DP	CV (%)
RAS	9,3	9,1	97,0	Argentina	1,9	4,6	242,0
RAC	7,1	8,0	113,0	Bolívia	3,4	6,3	185,0
RAN	5,9	5,9	100,0	Brasil	1,6	2,9	181,0
RNE	2,1	3,5	166,0	Colômbia	3,7	6,6	178,0
RCS	2,0	4,1	205,0	Chile	7,5	8,6	115,0
RN	2,2	4,6	209,0	Equador	6,3	7,6	121,0
RS	1,8	4,4	244,0	Guiana	1,8	3,4	189,0
				Guiana Francesa	2,3	2,6	113,0
				Paraguai	0,4	0,8	200,0
				Peru	6,2	8,2	132,0
				Suriname	1,9	3,0	158,0
				Uruguai	0,7	0,9	128,0
				Venezuela	2,9	5,3	182,0

5.3 Fator de cobertura do solo e práticas conservacionistas (fatores C e P)

Na distribuição dos diferentes usos do solo na AS (Tabela 3) observa-se a porcentagem correspondente da área total e o respectivo uso, bem como o fator C médio obtido a partir de uma ampla pesquisa na literatura sobre os valores de C em distintas regiões do planeta com objetivo de abranger maior diversidade para cada uso do solo, reduzindo as incertezas. Verifica-se que o uso dominante foi atribuído a Floresta fechada, em 46,5% da área da AS, seguido por Pastagem/Campo com 17,4% (Tabela 7).

Tabela 7: Valores do fator C médio, área e porcentagem de cobertura obtidos para cada uso do solo na América do Sul.

Cobertura do solo	Fator C médio	Área km ²	Cobertura (%)
Cobertura desconhecida	1,00	1.599,3	0,01
Arbusto/Mato	0,0444	2.017.908,6	11,4
Pastagem/Campo	0,0322	3.068.757,9	17,4
Área cultivada	0,3038	1.422.909,5	8,1
Área Artificial	0,00	41.950,1	0,2
Solo exposto/vegetação dispersa	1,00	1.102.059,6	6,2
Área com gelo e neve permanente	0,001	35.485,8	0,2
Corpos de água	0,00	189.251,2	1,1
Zonas úmidas (Pantanal)	0,0603	117.349,7	0,7
Floresta fechada	0,001	8.205.986,4	46,5
Floresta aberta	0,0350	1.457.395,9	8,3
Total		17.660.654	100

A Figura 17 apresenta o mapa do fator C desenvolvido para AS usando as informações de uso da terra do ano de 2015. O fator C médio na AS foi de 0,11 (variando de 0 a 1) causado pela influência da Floresta Amazônica (floresta fechada). Por outro lado, o Deserto do Atacama (Chile) apresentou o maior solo exposto na AS (solo nu e vegetação esparsa), para o qual foram obtidos os maiores valores do fator C (> 0,303 a 1).

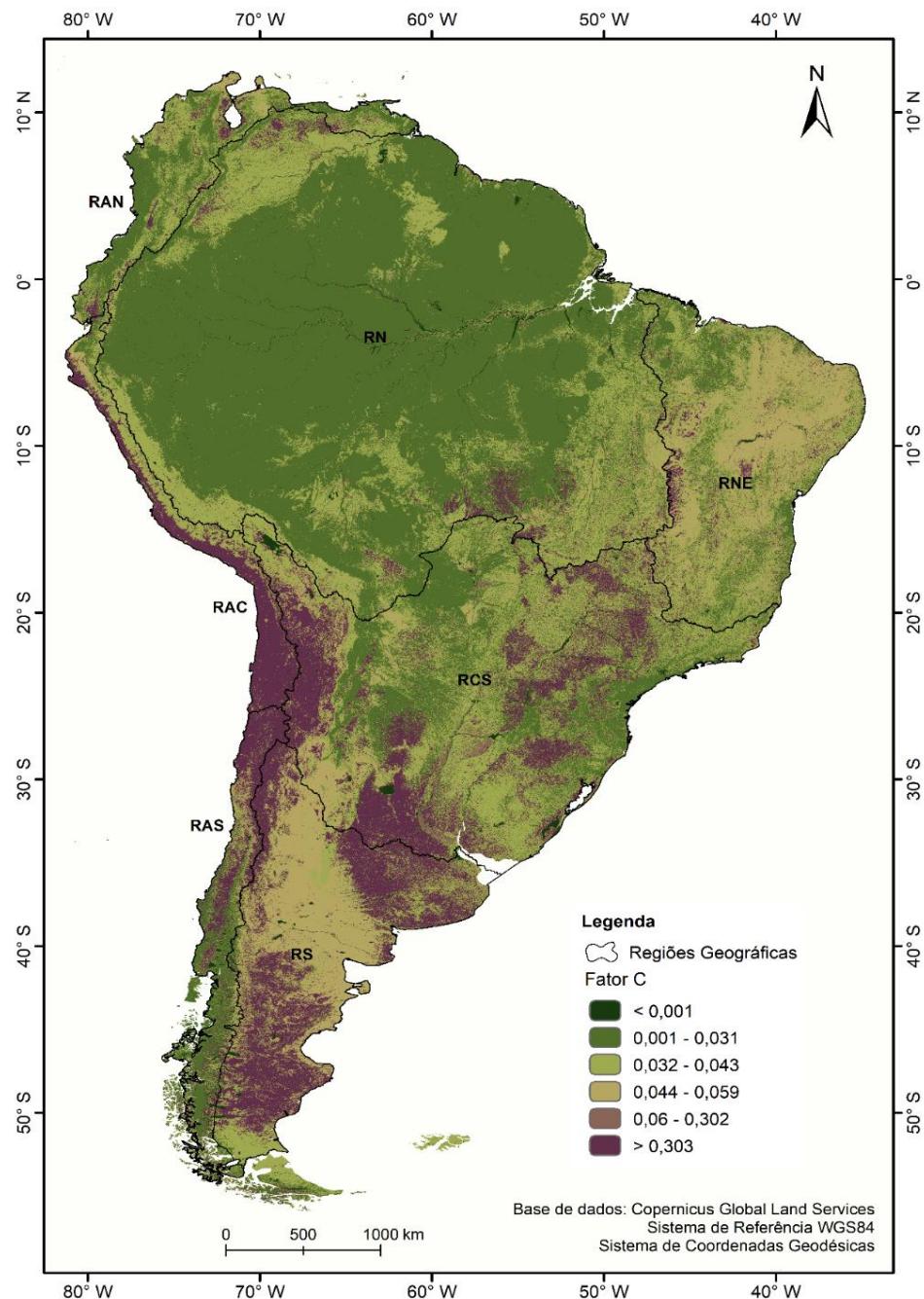


Figura 17: Mapa do fator C médio para a América do Sul.

Para melhor compreensão da distribuição da ocupação do solo, optou-se por organizar os usos por classe (%) nas regiões e países da AS (Tabela 8).

Tabela 8: Porcentagem (%) de cobertura do solo para cada classe por Região Geográfica e por país na América do Sul.

REGIÃO GEOGRÁFICA	Cobertura desconhecida	Arbusto /Mato	Pastagem /Campo	Área cultivada	Área Artificial	Solo exp. /Vegetação dispersa	Área com gelo e neve permanente	Corpos de água	Zonas úmidas (Pantanal)	Floresta fechada	Floresta aberta
RS	0,00004	38,9	16,4	15,3	0,2	26,3	0,1	0,9	0,4	0,8	0,6
RAN	0,04	3,9	21,4	6,9	0,6	0,3	0,01	0,8	0,9	46,9	18,3
RNE	0,0006	35,0	21,1	7,3	0,3	0,2		0,4	0,2	19,8	15,7
RCS	0,0001	9,1	22,5	18,8	0,5	6,2	0,01	1,4	1,7	26,4	13,4
RAC	0,001	8,4	22,8	2,3	0,2	58,4	0,1	0,3	0,06	4,8	2,6
RN	0,01	2,9	22,8	2,2	0,1	0,2	0,02	1,0	0,4	74,3	5,3
RAS	0,0003	8,6	13,6	10,4	0,3	29,6	5,5	3,2	0,04	28,4	3,1
PAÍS											
Argentina	0,0001	27,9	16,0	18,0	0,2	19,8	0,2	1,1	1,7	10,8	0,4
Bolívia	0,0003	8,2	18,8	1,8	0,1	9,21	0,06	0,9	0,4	54,7	5,8
Brasil	0,0004	11,6	16,0	7,7	0,3	0,09		1,04	0,5	52,5	10,3
Colômbia	0,07	1,1	19,4	3,0	0,2	0,12	0,01	0,6	0,5	62,4	12,6
Chile	0,001	6,0	13,2	7,0	0,2	43,0	38,0	2,7	0,05	21,6	2,4
Equador	0,09	1,8	13,8	5,8	0,4	0,15	0,05	0,7	0,2	65,8	11,0
Guiana	0,002	0,5	7,6	0,7	0,1	0,01		0,4	0,2	89,3	1,2
Guiana Francesa	0,1	0,6	0,01	0,05	0,01			0,65	0,1	98,0	0,4
Paraguai		6,9	16,5	11,7	0,1	0,02		0,9	1,9	39,9	21,9
Peru	0,03	3,9	22,3	1,3	0,1	10,0	0,1	0,9	0,09	59,0	2,3
Suriname	0,6	1,8	0,2	0,09	0,01			1,4	0,1	95,0	0,8
Uruguai	2,6	59,2	18,4	0,3	0,04			1,9	1,1	8,3	8,2
Venezuela	0,02	3,0	25,4	5,7	0,3	0,28	0,0001	1,04	0,9	54,7	8,7

Com relação à cobertura desconhecida (Tabela 8), as áreas mais destacadas localizam-se na RAN e extremo norte da RN, predominantemente ao longo da Cordilheira dos Andes. Cabe destacar que na região dos Andes geralmente há problemas associados ao uso de sensores remotos pela complexidade do relevo e áreas sombreadas que dificultam o imageamento da cobertura presente. Assim, verifica-se que os países ao longo da Cordilheira dos Andes apresentam os valores mais significativos de cobertura desconhecida. Prontamente, optou-se por adotar o fator C igual a 1 nesses usos sem prejuízo ao resultado final da estimativa da erosão hídrica uma vez que tal situação apresenta extensão muito pequena no contexto continental da AS (Tabelas 7 e 8).

A RS e RNE destacam a cobertura do solo arbustivo, especialmente no noroeste da Argentina e nordeste do Brasil, onde predominam climas áridos e semiáridos. As pastagens aparecem em áreas semelhantes a RN, RAC e RCS, seguidas de RAN e RNE, representando a segunda cobertura do solo na AS, sendo mais utilizadas para pecuária. Proporcionalmente, o Uruguai é o país com a maior área de pastagens (59% de sua área), sendo este país conhecido pela produção de carne bovina. No entanto, países com maior área territorial (Venezuela, Bolívia, Brasil, Peru, Colômbia, Paraguai) também apresentam áreas consideráveis (inferior a 26%) com esse uso do solo. O uso pastagem abrange grandes extensões no continente e apresenta baixo fator C.

A agricultura (com segundo maior valor do fator C) possui áreas expressivas na RCS e RS, que são destinadas à produção de grãos (soja, trigo, arroz e outras culturas). Uruguai, Argentina, Paraguai e Brasil apresentam as maiores áreas agrícolas na AS. No entanto, os solos nus estão dispersos no RCS e RS, sendo mais expressivos no RAC e RAS por causa do Deserto do Atacama, cuja área abrange 43% no Chile e 19,8% no Noroeste e centro-oeste da Argentina (Tabela 8). No extremo sul da AS, também é possível observar solos descobertos, mas são áreas muito pequenas com baixa influência no valor médio do fator C da AS.

As florestas (florestas fechadas e abertas) cobrem 54,8% da AS, sendo mais expressivas na RN e RAN devido a Floresta Amazônica e Cerrado. No entanto, outras regiões como a RNE, que engloba as espécies florestais da Caatinga (10,3% dos usos no Brasil), e RAN, também se destacam. Suriname, Guiana Francesa e Guiana têm quase 90% de suas áreas ocupadas pela Floresta Amazônica. Em outros países (Brasil, Colômbia, Bolívia, Venezuela e Peru), essa floresta cobre aproximadamente 50% de suas áreas.

A RAS destaca-se por apresentar maior concentração de área com gelo e neve permanente, especialmente em áreas ao sul do continente (Chile com 38%) e corpos hídricos também no Chile, seguidos pela RCS. Quanto a Zonas úmidas, a RCS apresenta maior área, notadamente no Paraguai e na Argentina, formando planícies de inundação. Estas áreas totalizam apenas 2% na AS (fator C igual a zero) (Tabelas 7 e 8).

5.4 Fator de erosividade da chuva (fator R)

Na Figura 18a apresenta-se o mapa do fator R para AS, com resolução espacial de 90 m e distribuídos em 18 classes para representar adequadamente o gradiente climático e geográfico da AS (RIQUETTI *et al.* 2020). O mapa de densidade do fator R ($\text{MJ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) para AS é apresentado na Figura 18b. Para o tempo presente (Baseline), a média do fator R na AS foi de $4498,5 \text{ MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com alta variabilidade espacial ($\text{CV} = 107\%$). A RN e o norte do RNE apresentam o fator R mais agressivo, pois essas áreas recebem a maior quantidade anual de chuva no continente. A região norte da AS é fortemente influenciada por sistemas atmosféricos complexos de grande escala, como a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e chuvas convectivas na região equatorial (RASMUSSEN *et al.*, 2016). O deserto do Atacama (Chile), sul da Argentina e norte do Paraguai apresentam os menores valores, pois essas regiões recebem uma baixa quantidade de chuvas ao longo do ano.

Os valores médios mais baixos foram estimados para RAC, RS e norte da RAS (Tabela 9) associados ao menor volume pluviométrico nessas regiões. A densidade do fator R sobre essas regiões é baixa, mostrando que a erosividade da chuva é altamente dependente da quantidade de chuva. A RAC e o norte da RAS são influenciadas pela Cordilheira dos Andes e o Anticiclone do Pacífico Sul que bloqueiam boa parte da umidade proveniente do oceano pacífico e, assim, determinam os seus baixos índices pluviométricos (~350 mm/ano) (REBOITA *et al.* 2010). No entanto, a predominância dos sistemas frontais durante o ano na RS não é suficiente para aumentar os valores de R devido a uma boa distribuição temporal das chuvas durante todo o ano, com baixa intensidade, e alguns desses eventos são caracterizados pela precipitação de neve (RIQUETTI *et al.* 2020, SIQUEIRA e MACHADO, 2004).

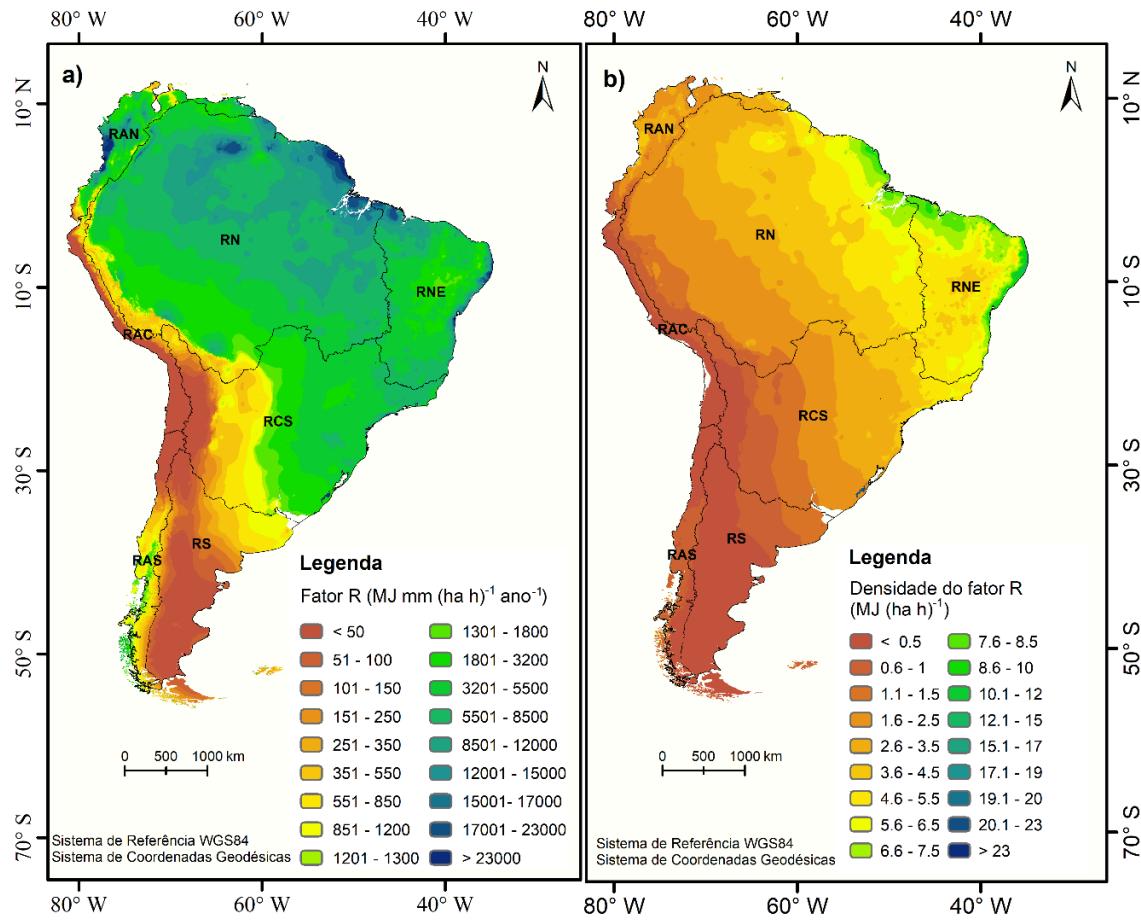


Figura 18: Mapa do fator R (Baseline) e da densidade de erosividade (b) para a AS.

A Tabela 9 apresenta as médias de erosividade da chuva para as regiões geográficas e países da AS com a classificação proposta por Foster *et al.* (1981).

Tabela 9: Fator R ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$) para o tempo presente por RG e país na AS.

REGIÃO GEOGRÁFICA	Média	Classificação	PAÍS	Média	Classificação
RAS	753	Baixo	Argentina	484	Baixo
RAC	136	Muito baixo	Bolívia	1701	Baixo
RAN	5205	Médio-alto	Brasil	6420	Médio-alto
RNE	5613	Médio-alto	Colômbia	7074	Médio-alto
RCS	2527	Médio	Chile	763	Baixo
RN	6742	Médio-alto	Equador	3053	Médio
RS	227	Muito baixo	Guiana	9528	Alto
			Guiana Francesa	17883	Muito alto
			Paraguai	1938	Baixo
			Peru	2239	Baixo
			Suriname	12048	Muito alto
			Uruguai	2206	Baixo
			Venezuela	7089	Médio-alto

Para as demais regiões, o fator R variou entre média e alta agressividade. A RCS tem dois padrões pluviométricos distintos no clima temperado centro-sul com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. Do centro ao norte, as chuvas ocorrem predominantemente no verão, típicas dos climas tropicais e tropicais de altitude. Portanto, existem diferenças no fator R que podem ser explicadas com base na densidade do fator R. A primeira área (RAC, RAS, RS) apresenta fator R menos agressivo e densidade de fator R mais baixa, o que significa que a erosividade da chuva é impulsionada predominantemente pela quantidade de chuva. A área posterior (RCS e RN) é influenciada por vários fenômenos climáticos, como o Jato de Baixos Níveis (JBN) nos Andes orientais, baixa pressão no Chaco (BPC) e Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (REBOITA *et al.*, 2010; BONNER, 1968; SALIO *et al.*, 2007). Assim, a erosividade das chuvas é influenciada tanto pela quantidade quanto pela intensidade das chuvas, como pode ser observado na Figura 18b, sendo o fator R mais agressivo (Figura 18a).

A RAN difere de outras regiões geográficas andinas porque a chuva convectiva e a ZCIT afetam essa região (região equatorial) e, consequentemente, o fator R é mais agressivo ($> 5000 \text{ MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Na RNE, as chuvas provenientes da ZCAS (impactam as áreas do sul); chuvas convectivas (na costa atlântica) e uma célula de Hadley bloqueando o movimento de massa em direção ao interior desta região (semiárido brasileiro) proporcionam valores de R variando de 1000 a 8000 $\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No norte da RNE, a ZCIT gera uma alta concentração de chuvas no verão, de elevada intensidade, ocasionando um fator R agressivo. Nesta área, a densidade do fator R é caracterizada pelos valores mais altos na AS, o que significa que a erosividade da chuva é especialmente impulsionada pela intensidade da chuva. Esse aspecto é relevante, pois essas áreas estão entre as mais vulneráveis a desastres naturais no Brasil.

Considerando os países, Argentina e Chile apresentam o menor fator R devido às extensas áreas sob climas áridos e semiáridos. Os valores mais altos estão nos “países amazônicos” como Guiana Francesa, Guiana e Suriname, na costa da Colômbia e norte do Brasil, onde a precipitação pode facilmente ser $> 2000 \text{ mm/ano}$ (RIQUETTI *et al.*, 2020). Para os demais países, o fator R foi observado

entre 1680 a 9240 MJ mm (ha h)⁻¹ ano⁻¹, resultados coerentes com a climatologia atuante no continente.

Avaliando ainda mais o mapa de densidade do fator R (Figura 18b), pode-se observar que valores < 0,5 MJ ha⁻¹ h⁻¹ ocorrem em quase toda a RS, principalmente na Argentina, e valores entre 0,6 e 1,0 MJ ha⁻¹ h⁻¹ predominam nas regiões geográficas andinas (RAS e RAC). A quantidade de chuva define o comportamento do fator R em ambas as regiões, e apenas alguns eventos apresentam alta intensidade. Parte da chuva cai como neve e outra parte das chuvas são eventos convectivos no verão, incluindo precipitação de granizo (com picos de granizo no final da primavera ou verão) (CECIL e BLANKENSHIP, 2012). No entanto, esses eventos de chuva são poucos e geram fator R de baixa agressividade quando acumulados para cálculo da erosividade anual da chuva. A densidade do fator R entre 1,0 e 3,5 MJ ha⁻¹ h⁻¹ caracteriza a RAS e sul e leste da RCS. Neste caso, o fator R é mais influenciado pela quantidade de chuva, embora chuvas intensas possam impactar na agressividade do fator R.

5.5 Erosão hídrica atual do solo na AS

O mapa de erosão hídrica do solo gerado pela RUSLE com resolução espacial de 90m apresenta-se na Figura 19. Esta resolução está condicionada aos dados de entrada na equação RUSLE, onde, a menor resolução utilizada foi de 90 m, derivada para o fator LS. Desta forma, esta resolução final contempla uma análise multicritério com ponderações distintas e entradas em diferentes escalas espaciais (fator R, de aproximadamente 1km), fator K (500m) e fator C e P (100m)), porém analisando a validação desta modelagem atende a escala espacial de 90 m, em que se refere a uma escala de 1:250.000. Por isso, esta resolução pode ser considerada adequada, especialmente em se tratando de uma área continental.

Para a determinação da taxa média de erosão atual utilizou-se dados históricos provenientes do WorldClim para o fator R; para o fator K utilizou-se dados oriundos do ISRIC World Soil Information com informações dos dados coletados para o ano de 2017; para o fator C utilizou-se informações do Copernicus com dados

do uso do solo para o ano de 2015; e para o fator LS foram usados dados provenientes do CGIAR-CSI atualizados para 2018.

A perda média anual de solo, usando o modelo RUSLE, esta apresentada na Figura 19. Utilizando a mesma classificação de Beskow *et al.* (2009) (Tabela 10), as maiores perdas de solo foram encontradas para as regiões andinas, com destaque para a RAS que apresentou uma perda de solo “muito alta” ($> 25 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Por outro lado, os valores mais baixos foram encontrados em regiões sob floresta fechada, principalmente a Floresta Amazônica, apresentando $1,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a RN. Esses resultados refletem a relevância da cobertura e topografia do solo em cada uma das regiões mencionadas, pois na RAS predominam solo exposto, de topografia íngreme e elevada erodibilidade dos solos. Ao contrário, na RN, há predominância de topografia plana e mata fechada em quase toda a sua área. O fator R nesta região é muito agressivo (Figura 18a), aumentando a relevância da cobertura do solo para minimizar os processos erosivos nesta região da AS.

Apesar do fator R agressivo muito baixo, as maiores perdas de solo foram identificadas ao longo da Cordilheira dos Andes devido à cobertura do solo, erodibilidade do solo e comportamento do fator LS. Perdas de solo moderadas a altas foram encontradas em regiões agrícolas da AS, especialmente na RCS, RNE e partes da RN no Brasil. Esse resultado indica a maior influência da substituição de vegetações nativas por cultivos anuais, os quais geram maiores perdas de solo do que as florestas (a erosão ocorre mesmo durante a colheita) (CASTRO e NETO, 2009). Anache *et al.* (2017) observaram as maiores perdas de solo para áreas com solos descobertos e culturas anuais e as menores perdas para florestas em regiões brasileiras. Todavia, os valores de perdas de solo pela RUSLE podem estar superestimados na AS devido à não consideração de práticas conservacionistas ($P=1$). Os valores do fator P são os mais difíceis de configurar adequadamente. É importante ter em conta a escala continental e a falta de valores fiáveis deste fator, uma vez que as práticas conservacionistas podem assumir várias estratégias em diferentes regiões e tem um aspecto local.

Neste contexto, estudos conduzidos por Doetterl *et al.* (2012) obtiveram para áreas agrícolas taxas globais de $10,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $1,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para pastagens. Logo, para a Savana Brasileira (bioma Cerrado), um estudo desenvolvido por Oliveira *et al.* (2015), estimaram para solo nu uma taxa média anual de $12,4$ a $0,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o Cerrado nativo. Por outro lado, para o bioma Mata Atlântica, Bertoni e Lombardi Neto (2010) encontraram taxa de perda de solo na ordem de $0,4 \text{ t ha}^{-1}$. Estes resultados estão coerentes com os encontrados neste estudo (Figura 19).

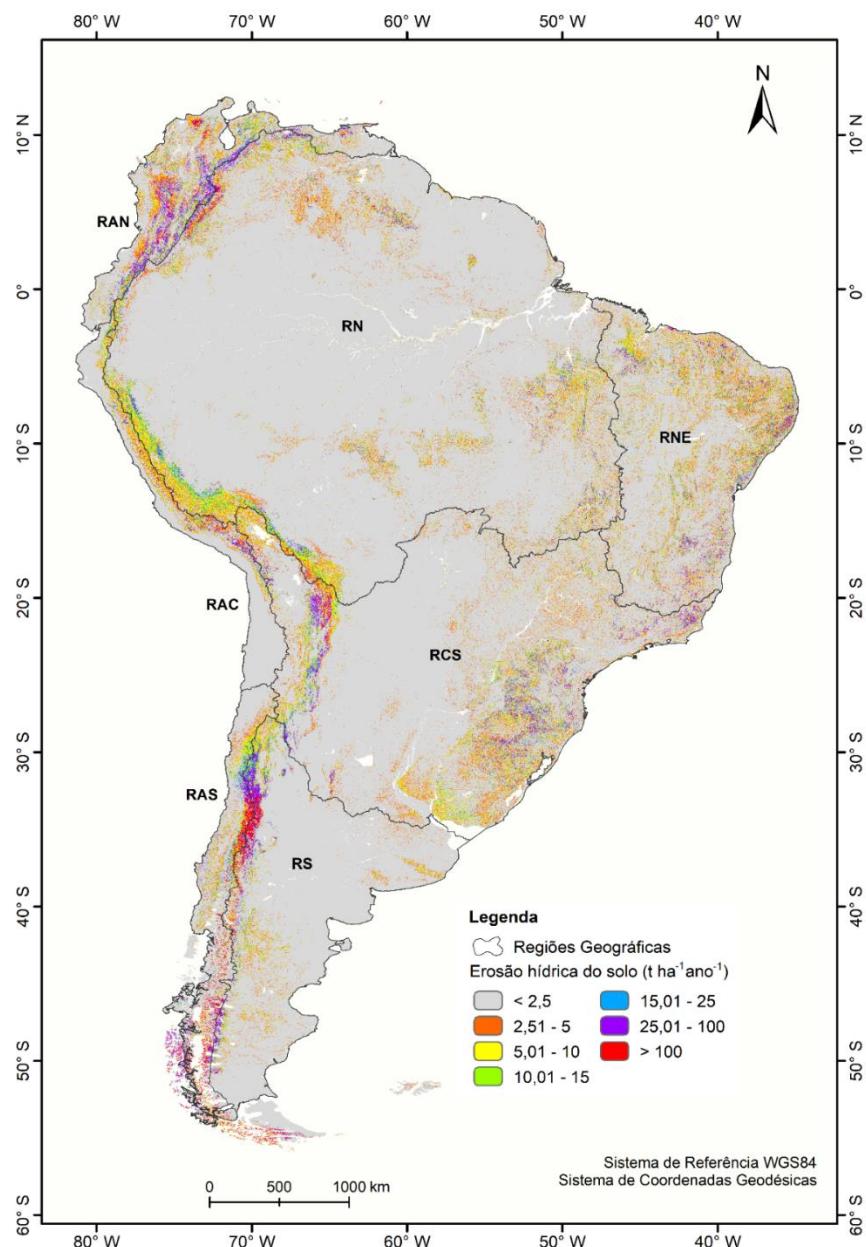


Figura 19: Mapa da erosão hídrica do solo para o tempo presente (Baseline) na América do Sul.

Tabela 10: Erosão hídrica do solo para o tempo presente ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) considerando a classificação proposta por Beskow *et al.* (2009).

REGIÃO GEOGRÁFICA	Média	Classificação	PAÍS	Média	Classificação
RAS	25,7	Muito Alto	Argentina	2,8	Baixo a Moderado
RAC	5,3	Moderado	Bolívia	3,2	Baixo a Moderado
RAN	9,7	Moderado	Brasil	2,1	Baixo
RNE	3,6	Baixo a Moderado	Colômbia	8,1	Moderado
RCS	2,7	Baixo a Moderado	Chile	22,2	Alto
RN	1,8	Baixo	Equador	4,0	Baixo a Moderado
RS	3,2	Baixo a Moderado	Guiana	0,6	Baixo
			Guiana Francesa	0,2	Baixo
			Paraguai	0,5	Baixo
			Peru	4,3	Baixo a Moderado
			Suriname	0,2	Baixo
			Uruguai	2,6	Baixo a Moderado
			Venezuela	3,4	Baixo a Moderado

Os resultados demonstraram similaridade com outros estudos realizados em grande escala (Austrália, África, Europa, China, Irã), especialmente com altas perdas de solo associadas a culturas anuais, e os menores valores de cobertura florestal (LU *et al.*, 2003; STOCKING, 1984; MAETENS *et al.*, 2012; GUO *et al.*, 2015; DOULABIAN *et al.*, 2021). Nessa direção, o Brasil apresenta um dos menores valores de perda de solo da AS (Tabela 10) devido aos diversos tipos de florestas existentes no país, abrangendo 62,8% de sua área. No entanto, áreas expressivas no Brasil apresentam altas perdas de solo, como as utilizadas para agricultura e pecuária, e nas áreas montanhosas do sul e sudeste do Brasil. Nessas áreas, as principais causas são os fatores LS, K e C devido aos solos desnudos ao intenso desmatamento da Mata Atlântica e a presença de relevos acidentados (e.g., Serras da Mantiqueira e do Mar). Este aspecto tornou-se uma preocupação ambiental, social e econômica para este país, pois essas áreas montanhosas sem florestas nativas são muito vulneráveis aos desastres naturais provocados pelas chuvas orográficas de elevada intensidade nas estações primavera/verão (MELLO *et al.*, 2020a; ALVES *et al.*, 2022).

A perda de solo na AS apresentou valores semelhantes aos encontrados por Borrelli *et al.* (2017), aplicando o modelo RUSLE em escala global. Encontraram para a AS uma média de $3,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para 2001. Esse valor é próximo ao calculado para AS neste estudo ($3,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A pequena diferença é devido a

uma cobertura do solo com base nos usos da terra de 2015 e uma melhor estimativa do fator R pelo modelo proposto por Riquetti *et al.* (2020). Outros estudos apontaram uma perda de solo de $2,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a Europa (PANAGOS *et al.*, 2015a) e $4,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a China (GUO *et al.*, 2015), ambos estudos aplicando uma metodologia semelhante.

A Europa apresenta diferentes aspectos topográficos e climáticos, uma vez que os climas tropical e equatorial são predominantes da AS, levando a um fator R mais agressivo. Na Europa, as regiões mediterrâneas e Alpes apresentaram as maiores perdas de solo (PANAGOS *et al.*, 2015a). Para o continente europeu a frágil cobertura do solo, como regiões da AS com climas semelhantes (Chile e oeste da Argentina), é responsável, proporcionando maiores valores do fator C. Para os Alpes, as maiores perdas de solo ocorrem devido a uma combinação de fator R mais agressivo e fator LS elevado. Na Argentina, Gaitán *et al.* (2017) utilizaram a RUSLE e encontraram uma perda média de solo de $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com diferenças entre as regiões. Cerca de 60% do território argentino apresentou perdas de solo $< 2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ devido à cobertura vegetal e fator R menos agressivo. No entanto, para as áreas de clima mediterrâneo, Panagos *et al.* (2015a) encontraram perdas de solo $> 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em relação à China, a AS apresenta menores perdas de solo devido às maiores áreas desérticas na China, portanto, maior fator C.

As áreas florestais apresentam as menores perdas de solo na AS. No entanto, o desmatamento, especialmente no Brasil, tem ameaçado o equilíbrio ambiental devido aos solos nus, as pastagens e as áreas de cultivo que aumentam (FEARNSIDE, 2017; VELDKAMP *et al.*, 2020). Nas áreas florestais (predominantemente na Floresta Amazônica e Cerrado), o desmatamento aumenta as perdas de solo na RN (nas regiões Centro-Oeste e Norte do Brasil). Essa estratégia para aumentar a expansão agropecuária tem impactado as perdas de solo causado pelo fator R muito agressivo nas áreas de Floresta Amazônica e Cerrado (Figura 18a). O desmatamento não afeta apenas a cobertura do solo (fator C), mas também a erodibilidade do solo a médio e longo prazo, pois a incorporação de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo diminui (PRUSKI, 2009; MORGAN, 2005) principalmente se o desmatamento estiver associado a

queimadas florestais (RENDIN *et al.*, 2011; HERNANI *et al.*, 1999). O desmatamento tem impactos negativos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, reduzindo a estabilidade dos agregados do solo em água e a permeabilidade do solo (condutividade hidráulica) (FEARNSIDE, 2005; FEARNSIDE 2017).

Nas áreas ao sudeste da RCS (Figura 11) podem ser observadas altas perdas de solo, o que aumentam a vulnerabilidade ambiental. As principais razões para isso são as constantes pressões pelo desmatamento para abrir novas áreas para agricultura, pecuária e urbanização no Brasil, Argentina e Uruguai, além do mau uso dos solos que degradam a paisagem, desencadeando muitos impactos negativos (inundações, deslizamentos de terra, entre outros) (MELLO *et al.*, 2020a). Nessas áreas, a combinação de elevados valores do fator C (campo ou solo nu em vez de floresta nativa), LS, K e R (Figura 18a) é preocupante, caracterizando a RCS com extrema vulnerabilidade aos processos erosivos. Portanto, melhores práticas de uso e manejo do solo são cruciais para controlar a erosão e degradação do solo e os consequentes desastres naturais na RCS.

5.6 Taxa de Entrega de Sedimentos (TES)

Os principais aspectos que influenciam o comportamento da TES são a declividade e a forma da bacia, que tem implicações no escoamento superficial e na capacidade de transporte de sedimentos, a existência de planícies de inundação, reservatórios e a suscetibilidade da bacia à erosão do solo (POLETO, 2019; MELLO *et al.*, 2020b). A Figura 20 mostra para TES e a perda de solo das 27 bacias na AS. Entre essas bacias, a bacia Norte da Argentina – Costa do Atlântico Sul apresentou o maior TES (27,73%), seguido por Mar Chiquita (Argentina) (2,66%), Rio Amazonas (2,32%) (cobrindo áreas no Brasil, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia) e Magdalena (Venezuela) (2,14%). Os menores valores de TES foram encontrados em bacias próximas à costa do Pacífico, exceto Norte da Argentina-Atlântico Sul, influenciado pela alta erodibilidade dos solos, e na bacia do São Francisco, associado principalmente às atividades agrícolas intensificadas, relevo predominantemente ondulado, e a ausência de planície aluvial (Fagundes *et al.*, 2021).

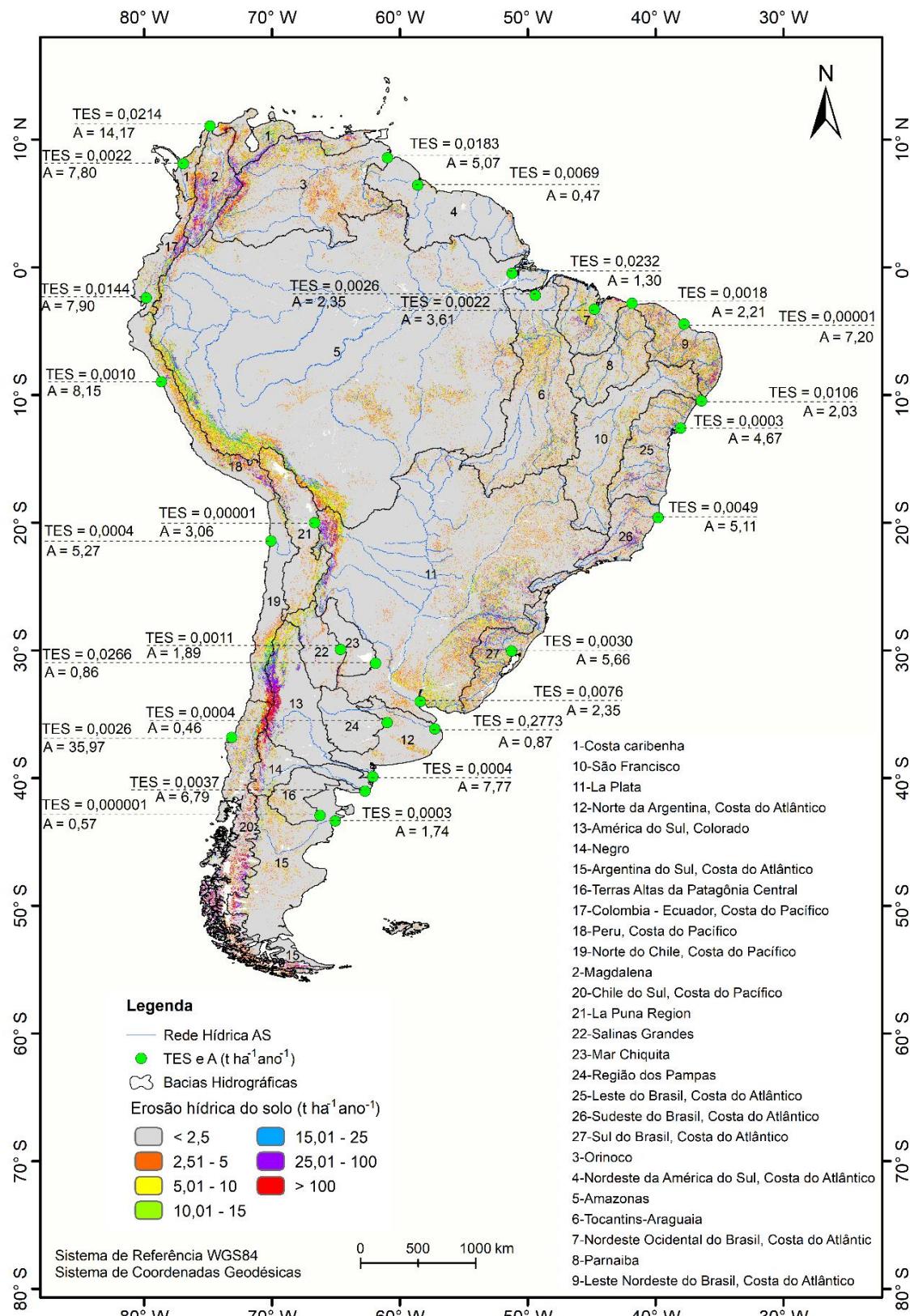


Figura 20: Taxa de Sedimentos Transportados (TES) e Taxa de erosão média (A-Baseline) nas principais bacias hidrográficas da América do Sul.

Além da maior TES, as bacias Magdalena e Amazonas apresentam altas perdas médias de solo (Figura 20). Em relação ao transporte de sedimentos (sedimentos em suspensão), Fagundes *et al.* (2021) obtiveram por meio de simulação, respectivamente, $3,26 \times 10^7$ t ano $^{-1}$ e $4,36 \times 10^8$ t ano $^{-1}$. Magdalena é fortemente influenciada pelos aspectos edafoclimáticos da Cordilheira dos Andes, com uma perda de solo muito alta ($14,17$ t ha $^{-1}$ ano $^{-1}$), o que significa que o escoamento superficial é impulsionado pela topografia íngreme ($> 45\%$), fator R agressivo (devido ao clima equatorial) e alta erodibilidade do solo. Restrepo *et al.* (2006) destacam o aumento da erosão do solo ao longo da bacia Magdalena no período entre 1986 e 1996, corroborando com os resultados encontrados neste estudo. A bacia do rio Amazonas engloba áreas planas, propensas à deposição de sedimentos, e a Cordilheira dos Andes, que influencia a produção de sedimentos na região de cabeceira no Peru. Esses aspectos ajudam a explicar a TES menor do que na bacia Magdalena. No entanto, a bacia amazônica recebe chuvas com erosividade agressiva, o que contribui para as altas perdas de solo, juntamente com alto volume de escoamento e transporte de sedimentos, apesar das planícies de inundação.

A bacia do rio Orinoco (Venezuela) também apresenta uma alta TES (1,83%) e o segundo maior transporte de sedimentos ($1,37 \times 10^8$ t ano $^{-1}$) na AS. Seus aspectos edafoclimáticos são semelhantes aos da bacia amazônica, mas apresentam maior perda de solo ($5,07$ t ha $^{-1}$ ano $^{-1}$), principalmente devido ao maior fator LS. Em termos hidráulicos, bacias menores com topografia íngreme e impactadas por chuvas intensas tendem a maior capacidade de transporte de sedimentos e, portanto, maior TES (MELLO *et al.*, 2020b).

As bacias da costa do Pacífico apresentaram baixos valores de TES, exceto a bacia hidrográfica 17 (Colômbia – Equador) e a bacia 2 (Magdalena) (Figura 20). Nas bacias hidrográficas do centro e do sul dos Andes, a TES é menor do que as bacias do norte dos Andes devido à menor quantidade de chuvas e ao escoamento superficial reduzido. Esses resultados estão de acordo com Pepin *et al.* (2010), que estudaram a TES em bacias do Chile e verificaram baixos valores de TES, atribuindo-o à pequeno volume e baixa intensidade das chuvas. Por outro lado,

Latrubblesse e Restrepo (2014) observaram maior transporte de sedimentos em bacias localizadas nos Andes Centrais na Bolívia, Peru, Equador, Argentina e bacias no norte dos Andes. Nesse contexto, destaca-se a bacia de Mar Chiquita (nordeste da Argentina) como a segunda maior TES, descrita por Farias *et al.* (2003) como a bacia com alta degradação ambiental provocada pela erosão hídrica, desencadeando movimentos de massa nas encostas, como deslizamentos e inundações.

A bacia do Prata é a segunda maior da AS. É formada principalmente pelas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai. Alguns afluentes como Pilcomayo e Bermejo têm papel fundamental no processo de transporte de sedimentos nesta bacia (PONTES, 2016). Este autor estudou a geomorfologia da bacia do Prata e destacou que planícies de inundação como Chaco, Pantanal e muitas outras planícies na bacia do Paraná, após a confluência com o rio Paraguai (conhecidas como “leques aluviais”), são significativas na hidráulica da bacia e na dinâmica sedimentar. No entanto, vários processos sedimentológicos nos rios Pilcomayo (afluente do rio Paraguai) e Bermejo (afluente do rio Paraná) afetaram a dinâmica dos sedimentos na bacia do rio do Prata, pois ambos os rios possuem alta capacidade de transporte de sedimentos (CIC-Plata, 2016).

A maior parte dos sedimentos transportados para a foz da bacia do rio do Prata são afluentes do setor andino da bacia, principalmente das bacias de Bermejo e Pilcomayo (CIC-Plata, 2016). O rio Bermejo conduz aproximadamente $1,23 \times 10^8$ t ano $^{-1}$, e a maior parte do sedimento está aprisionada nos cursos d'água do rio Paraná. O rio Pilcomayo apresenta uma carga sedimentar anual maior que o Bermejo, porém, este rio não possui a mesma capacidade de transporte de sedimentos que o Bermejo (CIC-Plata, 2016). Portanto, os sedimentos são retidos pelas planícies do Chaco, das quais são lentamente transportados em direção ao rio Paraná. Martin-Vide *et al.* (2014) descreveram que o Pilcomayo se espalha na planície do Chaco na estação chuvosa, depositando $1,40 \times 10^8$ t ano $^{-1}$, sendo uma das maiores movimentações de sedimentos do mundo. Além disso, Latrubblesse *et al.* (2005) observaram que o rio Bermejo é responsável por 50% do total de

sedimentos em suspensão transportados pelo rio Paraná (aproximadamente $4,8 \times 10^7$ t ano $^{-1}$).

Além desses aspectos relacionados ao transporte de sedimentos do setor andino da bacia do Prata, é relevante descrever que os reservatórios construídos para hidroelectricidade retêm os sedimentos das bacias brasileiras (somente a região hidrográfica do Paraná abrange 64 reservatórios no Brasil) (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Essas estruturas alteram a hidráulica dos rios, restringindo a dinâmica sedimentar nas regiões RCS e RS no Brasil.

Segundo Stevaux *et al.* (2009), os reservatórios são estruturas hidráulicas que influenciam no regime das vazões dos rios, alterando as propriedades morfométricas dos rios, assim como, na capacidade de transporte de sedimentos. Neste sentido, o aporte de sedimentos transportados pelo rio Bermejo contribui na sedimentação do canal navegável do rio Paraná, sendo uma das principais causas do avanço progressivo do delta do rio Paraná no rio da Prata (CIC-Plata, 2016). Os mesmos autores adicionam à produção e transporte de sedimentos na bacia da Prata, as atividades antrópicas no uso do solo destinadas à agricultura e pecuária, que contribuem significativamente com a erosão do solo na bacia.

Este estudo é uma investigação científica pioneira para a AS, e os resultados podem potencialmente servir de base para estudos que visem identificar bacias e áreas suscetíveis à erosão hídrica e transporte de sedimentos, desastres naturais e degradação ambiental, em um continente carente de informações com embasamento científico que auxilie no planejamento macro da paisagem. Apesar das limitações impostas pela ausência de bases de dados mais robustas, tais como maior precisão do uso e cobertura do solo, da adequação de práticas culturais numa escala minimamente compatível, e de análises mais detalhadas sobre o comportamento da erosividade da chuva especialmente nas condições da Cordilheira dos Andes, esse estudo é pioneiro para a AS e poderá ser aplicado para identificar áreas mais vulneráveis às mudanças climáticas e de cenários de uso do solo e seus impactos no comportamento da erosão hídrica e transporte de sedimentos.

5.7 Projeção da Erosão hídrica do solo para o século XXI

5.7.1 Projeção das mudanças climáticas sobre o fator R na AS

O efeito das mudanças climáticas sobre o fator R projetadas pelos MCGs, sob cenários RCP's 4.5 e 8.5, estão apresentadas na Tabela 11 com as estatísticas referentes aos valores médio, mínimo e máximo do Ensemble em cada time slices. Além disso, é possível comparar a variação para cada período ao longo do século XXI, considerando o período controle (Baseline) como referência.

Tabela 11: Variabilidade do fator R ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$) sob mudança climática para a AS.

MODELOS CLIMÁTICOS	Time slices	Estatísticas				
		Mínimo	Máximo	Média	DP	CV (%)
Baseline (WorldClim)	1950-2000			4498,5	4807	107,0
	2010-2040 ²	2522,2	5325,3	3733	3776	101,0
	2041-2070	2473,2	5698,5	3767,9	3796	100,0
Ensemble RCP 4.5¹	2071-2099	2251,6	5563,7	3607,7	3629	99,0
	2010-2040	2395	5590,5	3696,6	3693	99,0
	2041-2070	2059,3	5430,5	3356,7	3322	98,0
Ensemble RCP 8.5¹	2071-2099	1109,5	4656,5	2498,4	2632	104,0

¹Ensemble: BESM; CanESM2; HadGEM2-ES; MIROC5.

²Ensemble: CanESM2; HadGEM2-ES; MIROC5.

A falta de dados para o modelo BESM impossibilitou sua aplicação para o período 2010-2040 e RCP 4.5, ficando esse período restrito aos modelos CanESM2, HadGEM2-ES e MIROC5.

Observou-se, para ambos RCP's, uma tendência de redução do fator R ao longo do século XXI, como reflexo da diminuição da precipitação anual projetada pelos MCGs. As reduções mais acentuadas são projetadas para o RCP 8.5. Esse comportamento pode ser observado espacialmente nas Figuras 21 e 22, com reduções mais visíveis na RN. Tal comportamento acompanha a redução no regime pluviométrico projetado para a região (RIQUETTI *et al.*, 2020), contribuindo para baixos índices de perda de solo por erosão hídrica.

As projeções do ensemble são similares entre os cenários, sendo que o RCP8.5 projeta valores ainda menores do fator R e com redução contínua ao longo do século XXI (Tabela 11). Esta redução tende a ocorrer principalmente no Brasil (OLIVEIRA *et al.*, 2019; CHOU *et al.*, 2014b; RIQUETTI *et al.*, 2020), o que impacta nos valores projetados no continente dada as dimensões territoriais deste país na AS (mais de 40% do território).

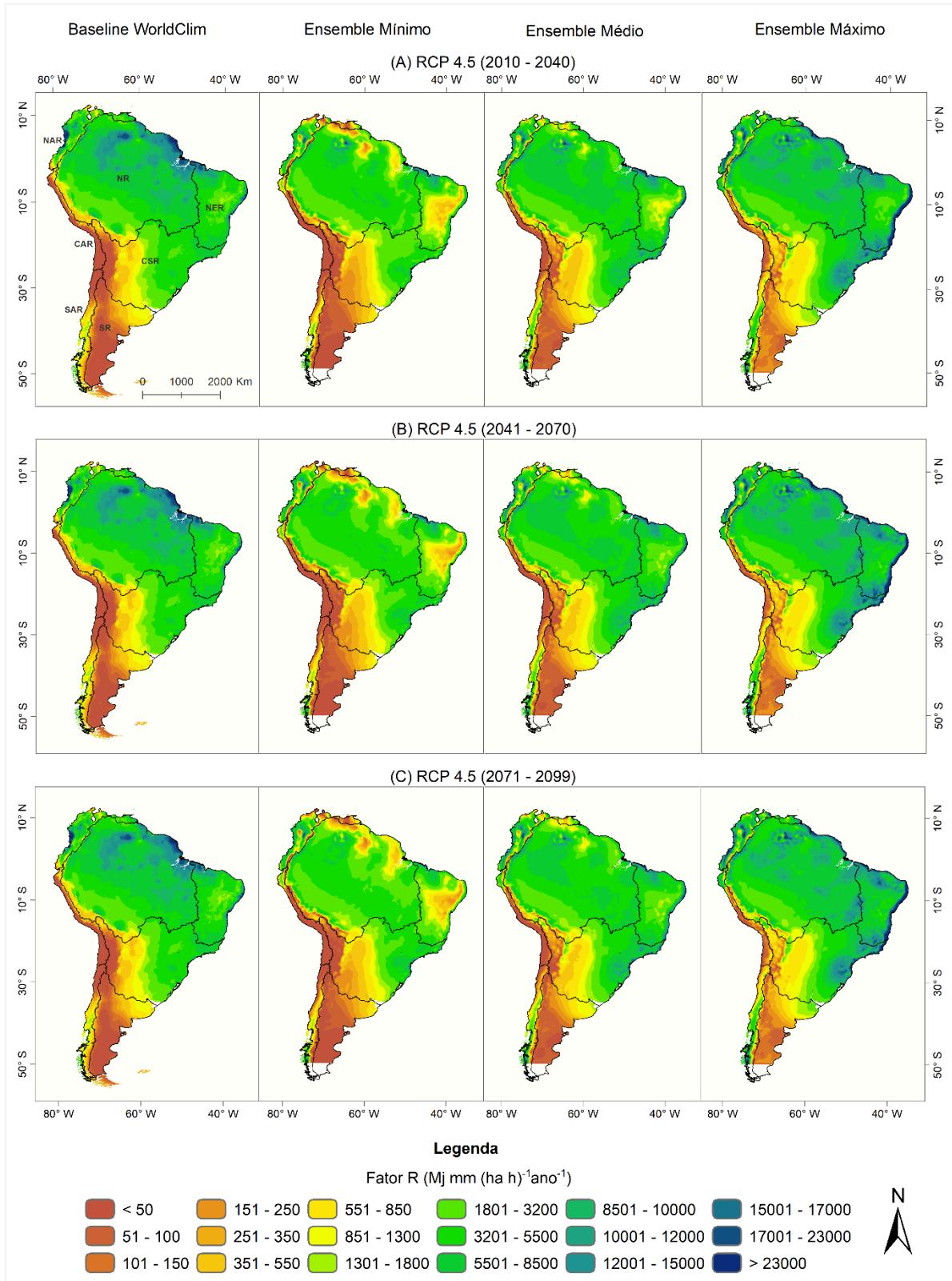


Figura 21: Mapas do fator R para o tempo presente (Baseline) e para o Ensemble dos MCGs (mínimo, médio e máximo) para a AS sob o RCP4.5 ao longo de diferentes períodos de tempo (a) 2010–2040, (b) 2041–2070, (c) 2071–2099.

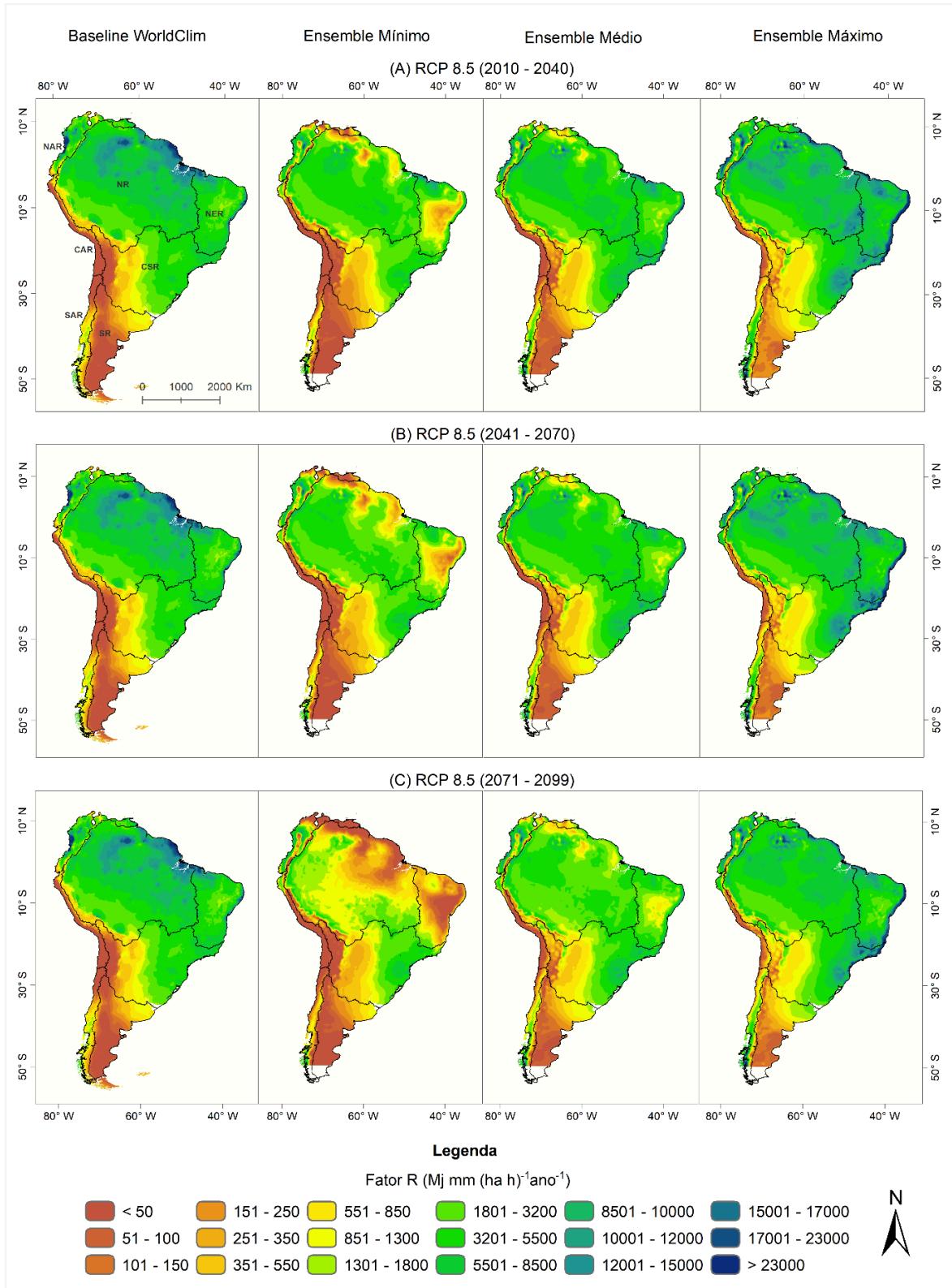


Figura 22: Mapas do fator R para o tempo presente (Baseline) e para o Ensemble dos MCGs (mínimo, médio e máximo) para a AS sob o RCP8.5 ao longo de diferentes períodos de tempo (a) 2010–2040, (b) 2041–2070, (c) 2071–2099.

Em relação as medidas de dispersão, apresentam resultados próximos, indicando variabilidade acentuada do fator R ao longo do continente e dos períodos analisados (Tabela 11). Sob o cenário RCP 8.5 (2071-2099), obteve-se a maior variação, com CV de 104%, inferior apenas da variabilidade dos dados do tempo presente, com 107%.

Nas Figuras 21 e 22, observa-se redução do fator R na RN e RNE, com posterior aumento para os RCP's no período 2041-2070, sendo este comportamento mais visível nas projeções sob RCP 8.5. Para as demais regiões da AS, o comportamento da erosividade não difere de forma relevante do Baseline.

No tocante ao comportamento do valor máximo do fator R (Tabela 11), projeta-se valores entre 4700 ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e 5750 ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$), os quais representam, para o RCP 8.5, tendência de redução ao longo do século XXI. Nos mapas (Figuras 21 e 22), projeta-se tendência de aumento da erosividade no sul da RNE, na RCS ao longo da costa da AS e na RN. Este comportamento está diretamente ligado aos fenômenos atmosféricos atuantes na AS, que influenciam o regime de chuvas e, combinados a topografia e uso do solo, condicionam as taxas de erosão hídrica na AS.

O comportamento das mudanças em função da variação projetada por RG sob os cenários RCP's 4.5 e 8.5 para o fator R na AS encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12: Variação na erosividade da chuva sob mudança climática para as RG na AS.

CENÁRIOS CLIMÁTICOS	Time slices	Estatísticas	Fator R (MJ mm (ha h) ⁻¹ ano ⁻¹)						
			RAS	RAC	RAN	RNE	RCS	RN	RS
Baseline (WorldClim)	1950-2000	Médio	753	136	5205	5613	2527	6742	227
Ensemble RCP 4.5	2010-2040	Mínimo	1217	199	3250	2823	1740	3548	125
		Médio	1846	439	4696	4929	2896	4888	261
		Máximo	2787	926	6973	8428	4109	6583	435
Ensemble RCP 8.5	2010-2040	Mínimo	950	255	3022	2587	1836	3313	118
		Médio	2118	451	4611	5348	2851	4721	253
		Máximo	3952	930	7234	9523	4039	6832	450
Ensemble RCP 4.5	2041-2070	Mínimo	1138	244	3020	2761	2086	3298	139
		Médio	2034	470	4604	5654	3059	4701	260
		Máximo	3516	988	7465	10024	4286	6834	420
Ensemble RCP 8.5	2041-2070	Mínimo	958	267	2707	1897	1975	2696	129
		Médio	1993	447	4347	4524	2895	4180	268
		Máximo	3668	847	7130	8713	4107	6674	451
Ensemble RCP 4.5	2071-2099	Mínimo	1117	239	2171	2312	2096	2994	131
		Médio	2023	474	4473	5337	3062	4434	271
		Máximo	3519	1031	7280	10052	4131	6616	460
Ensemble RCP 8.5	2071-2099	Mínimo	839	263	1943	499	1794	1111	165
		Médio	1844	451	3425	3124	2590	2874	310
		Máximo	3624	729	6350	7218	3920	5495	526

Analisando a RAS, as projeções indicam para os RCP's 4.5 e 8.5, no período 2010-2040, tendência de aumento do fator R em relação ao Baseline (com média de 753 ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$)), podendo atingir máximo de 3952 ($\text{MJ mm (ha h)}^{-1} \text{ano}^{-1}$) para 2041-2070 (RCP 8.5). Para os períodos seguintes, observa-se pequena variação em relação aos períodos anteriores, com uma leve redução até 2099. Este comportamento pode estar relacionado ao aumento na quantidade de chuvas, na região da Cordilheira dos Andes, produzido pelo aumento da temperatura projetada, conforme Riquetti *et al.* (2020).

A tendência para esta região (RAS) em ambos os RCP's para o século XXI é de aumento até 2070 (Tabela 12). Pode-se inferir que com o aumento da precipitação, há impacto direto no fator R, o que associado a uma declividade acentuada e solos arenosos, impactará de maneira negativa, potencializando a erosão do solo.

Na RAN, o regime de precipitação atual é caracterizado por elevados volumes de chuva, estando sob influência além da Cordilheira dos Andes, de elevada umidade proveniente da região amazônica. Assim, a projeção média indica redução do fator R para ambos os RCP's ao longo do século XXI, sendo que para o RCP 8.5 no período 2071-2099, a redução é mais acentuada, estando associada possivelmente à redução das chuvas projetadas para o norte da AS. Nesta situação, o fator R tende a ser menos agressivo. Tomando-se como referência o intervalo do ensemble, os valores máximos foram projetados com leve aumento ao longo do século e, para os mínimos, redução, acentuando-se ao final do século para ambos RCP's. Este comportamento significa aumento das incertezas com relação ao fator R nesta região, especialmente para o RCP 8.5.

Para a RNE, considerando o valor médio para esta região, a projeção do fator R por ambos RCP's é de redução ao longo do século XXI. Para o cenário RCP 4.5, observou-se redução no período 2010-2040. Contudo, foi projetado aumento no período 2041-2070 em relação a 2010-2040, com o fator R semelhante ao do Baseline, permanecendo assim até o final do século. Considerando os valores máximos, projeta-se tendência de aumento considerável, contrário à tendência dos mínimos, portanto, com aumento da incerteza a partir de 2041. Para o RCP 8.5, as

projeções dos valores mínimos, médios e máximos do fator R indicam tendência de redução até 2099. Para esta região, considerando a variabilidade projetada, pode-se atribuir maior tendência de redução do fator R, atrelada às mudanças no regime de precipitação, influenciados principalmente pela ZCAS (CHOU *et al.*, 2014a; CHOU *et al.*, 2014b), fenômeno atmosférico predominante especialmente na parte sul desta região.

Considerando a RCS, observa-se que o fator R médio, considerando as condições do RCP 4.5, é superior ao observado para o Baseline. O mesmo pode ser observado para o RCP 8.5, porém, com redução para o último período (2071-2099). Considerando o intervalo dos valores gerados pelos MCGs, a tendência é de aumento para o período 2041-2070 e uma ligeira redução no último período para o RCP 8.5. Nesta região, as projeções mostram menor magnitude de variação entre os RCP's e menor incerteza dada pela maior proximidade entre os valores mínimo e máximo. A tendência indica que haverá um aumento do fator R, mais acentuado para finais do século XXI (2070-2100), associado a ciclones extratropicais nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, especialmente nas regiões costeiras, sob cenário RCP 8.5 de mudança climática (REBOITA *et al.*, 2021).

A RN, que está sob influência da floresta amazônica, apresenta tendência de redução do fator R ao longo do século XXI. As projeções indicam uma redução gradual da erosividade para ambos RCP's. Cabe destacar, para o período 2071-2099 e RCP 8.5, a redução projetada é ainda mais intensa. Esta redução pode estar atribuída a diminuição dos volumes precipitados decorrentes de desmatamento, e ao aumento dos gases de efeito estufa para este cenário (CHOU *et al.*, 2014b; LYRA *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2019).

Para o sul e extremo sul do continente (RS), projeta-se tendência de aumento do fator R para ambos os RCP's, dos quais, para o cenário RCP 8.5, é de aumento mais acentuado para o período 2071-2099. Apesar deste comportamento, esta região é a que possivelmente sofrerá menos alterações durante o século XXI. De forma geral, a RS é marcada por eventos relacionados a sistemas frontais (REBOITA *et al.*, 2010; SIQUEIRA e MACHADO, 2004) com precipitação de intensidade média, logo esse aumento influenciará na elevação da erosividade e

consequente aumento na erosão hídrica, porém, devido à menor intensidade das precipitações, algumas na forma de neve, não haverá aumento significativo da agressividade da erosividade da chuva.

5.7.2 Impactos projetados das mudanças climáticas na erosão hídrica do solo na AS

Neste estudo, considerou-se para a projeção da erosão hídrica ao longo do século XXI (de 2010 a 2099), assumindo a média dos 4 MCGs para cada time slices, calculando-se também os valores mínimos e máximos, para ambos os RCP's. A Tabela 13 apresenta as estatísticas considerando o continente sul-americano em sua totalidade. O Baseline apresenta uma média geral de $3,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a AS, enquanto as médias projetadas pelos RCP's são superiores a $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, contudo sem variação ao longo do século XXI (Tabela 13).

Tabela 13: Erosão hídrica do solo ($\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5 e 8.5 e variação com o Baseline.

CENÁRIOS CLIMÁTICOS	Time slices	Estatísticas		
		Mínimo	Média	Máximo
Baseline	1950-2000	-	3,8	-
	2010-2040	2,9	5,1	8,3
	2041-2070	2,8	5,2	9,1
	2071-2099	2,7	5,1	9,2
Ensemble RCP 4.5	2010-2040	2,6	5,2	9,5
	2041-2070	2,6	5,0	9,2
	2071-2099	2,2	5,0	9,5
Ensemble RCP 8.5	2010-2040	2,6	5,2	9,5
	2041-2070	2,6	5,0	9,2
	2071-2099	2,2	5,0	9,5

Considerando os valores máximos e mínimos, há uma leve tendência de redução na projeção ao longo dos times slices, acentuando-se ao final do século XXI. Nas projeções máximas, há pequena variabilidade entre os times slices. Cabe ressaltar que para o Ensemble RCP 4.5 (2010-2040), não foram considerados os

dados do modelo BESM. Observa-se na Figura 23 o comportamento das projeções, os quais, se mantêm próximas entre RCP's no mesmo período, como mencionado.

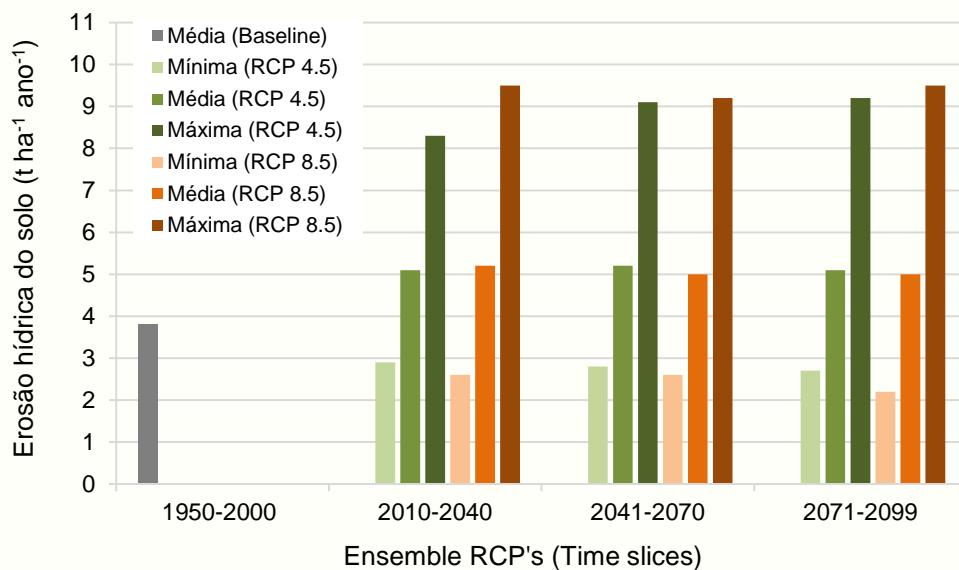


Figura 23: Comportamento da Erosão hídrica do solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5 e 8.5 e o Baseline.

As Figuras 24 e 25 apresentam o comportamento da erosão hídrica ao longo do século XXI para os RCP's. A variação mais acentuada apresenta-se ao longo da Cordilheira dos Andes, sendo que, entre as latitudes 15° S e 40° S projeta-se os valores mais intensos para ambos os RCP's.

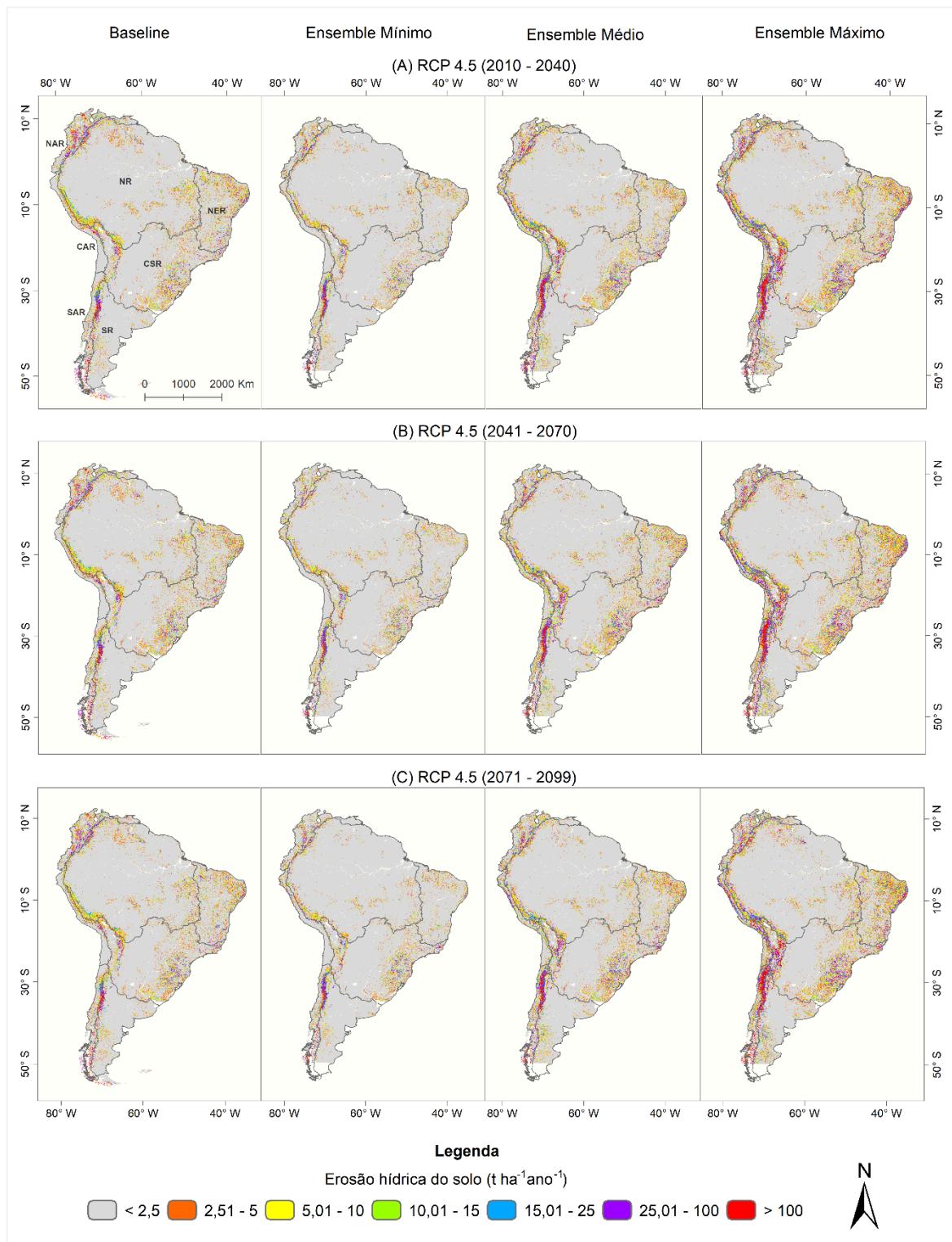


Figura 24: Mapa da Erosão hídrica do solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 4.5. (A) RCP 4.5 (2010-2040); (B) RCP 4.5 (2041-2070); RCP 4.5 (2071-2099).

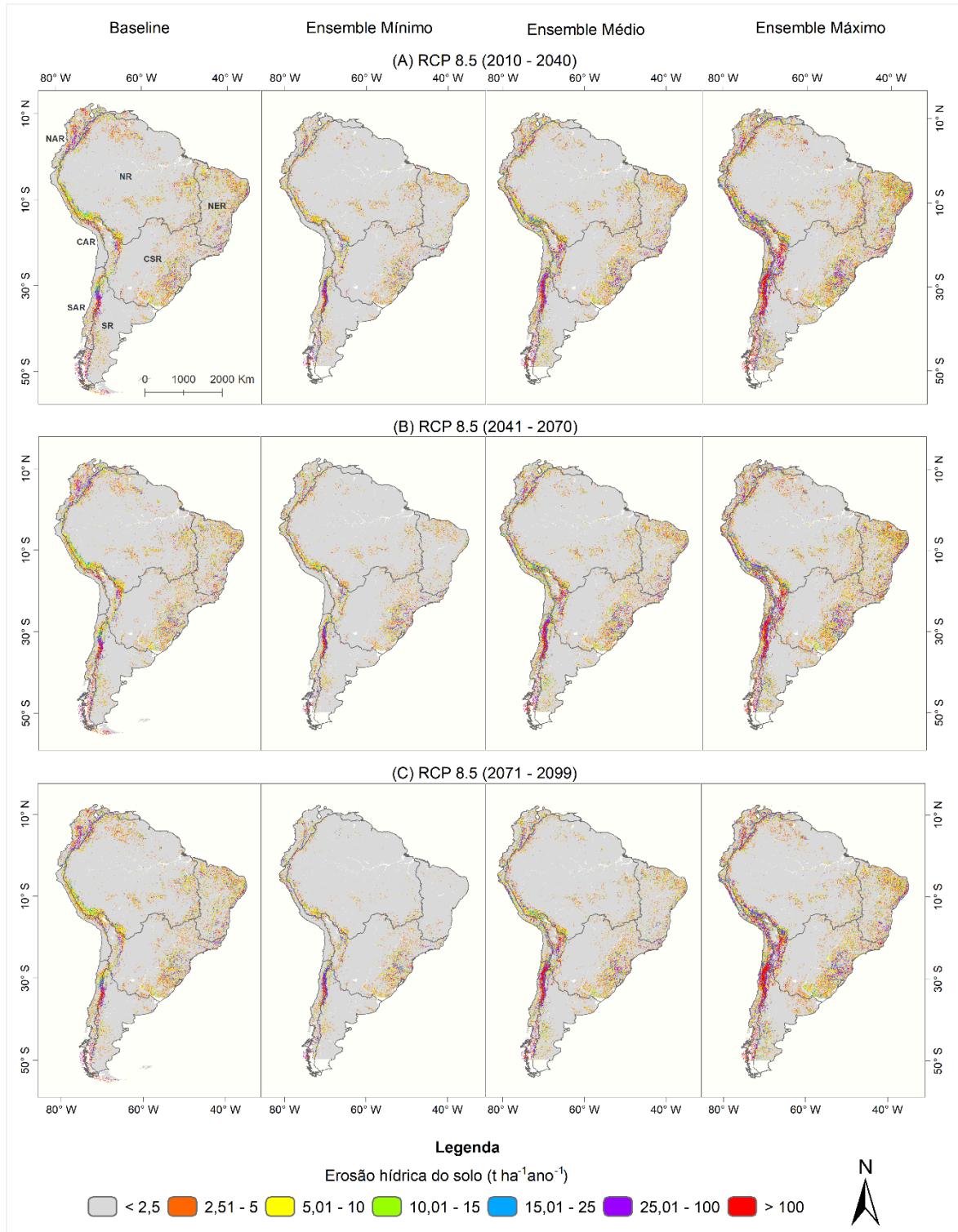


Figura 25: Mapa da Erosão hídrica do solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) média, mínima e máxima para os MCGs considerando o Ensemble RCP 8.5. (A) RCP 8.5 (2010-2040); (B) RCP 8.5 (2041-2070); RCP 8.5 (2071-2099).

Analisando as projeções (Figuras 24 e 25), a região com menor variação ao longo do século XXI é a RN, sendo esperado este resultado por apresentar cobertura de floresta em grande parte da sua extensão, para ambos RCP's. De forma oposta, a maior variação foi projetada para a RAS com aumento da erosão e com máxima redução, a RAN.

A taxa média atual da erosão global do solo de acordo com Wuepper *et al.* (2019) é 2,4 t ha⁻¹ ano⁻¹, sendo superior a capacidade de formação natural do solo, agravando a segurança alimentar. Nearing *et al.* (2004) destacam a influência do aquecimento global na mudança climática conduzindo a ciclos hidrológicos mais intensos, aumentando a intensidade e frequência das chuvas, e impactando significativamente nas taxas de erosão do solo e no escoamento, com tendência de aumento no século XXI, tendência observada nas regiões sob influência da Cordilheira dos Andes, RCS e RS.

Neste contexto, segundo Borrelli *et al.* (2020) na projeção da erosão hídrica global entre 2015 a 2070 e cenários RCP's 4.5 e 8.5, e considerando as atividades socioeconômicas (que impactaram o uso da terra), sugerem aumento da erosão entre 2% (RCP 4.5) e 10% (RCP 8.5) até 2070. A principal causa consiste da tendência de ciclos hidrológicos mais severos, ocasionando em aumento de erosão global de 30% a 66%. Isto tem potencial para afetar as regiões agrícolas em locais com alta concentração de chuva intensas, tais como Sul e Sudeste do Brasil, centro-norte da Argentina e região dos Andes, com topografia montanhosa, assim como em regiões com cobertura vegetal esparsa. Yang *et al.* (2003) também projetaram aumento da erosão do solo, em aproximadamente 17% em nível global até 2090s, destacando o aumento da perda do solo para a região amazônica causado principalmente pelo desmatamento. Igualmente, Eekhout e Vente (2022) apresentam aumento global da erosão hídrica no século XXI (+10%), dos quais destaca-se o menor aumento para a AS (+1,1%), considerando os demais continentes. Deste modo, há projeção de aumento da duração das chuvas (entre 2081-2100), nas regiões úmidas da AS, segundo descrito pelo Projeto de Intercomparação do Modelo Acoplado (CMIP5) Fase 5, podendo aumentar a

severidade dos eventos de chuva e como consequência, da erosão hídrica do solo (LI *et al.*, 2016).

Os resultados encontrados neste estudo (ambos RCP's) estão de acordo com a tendência global, apresentando aumento nas regiões agrícolas, na região dos Andes e em locais com cobertura vegetal reduzida ou nula, e menores taxas em regiões com alta cobertura vegetal, tal como, a RN (Tabela 14).

Analizando o comportamento geral da erosão hídrica do solo na AS, a tabela 14 mostra tendência de aumento nas regiões RAS, RAC, RCS e RS. Este comportamento está influenciado pela combinação da elevada declividade ao longo da Cordilheira dos Andes, fator R mais agressivo (RAN e RAS), alto fator C (solo nu ou com pouca cobertura, característico dessas regiões), ao comportamento do relevo (muito acentuado) e alta erodibilidade do solo. Para RAN, RN e RNE há tendência de redução da erosão, causada pelo fator R menos agressivo quando comparado ao Baseline, baixa erodibilidade do solo, relevo suavemente ondulado e cobertura do solo por floresta nativa. Assim, observa-se que a variação da erosão é projetada com maior magnitude para o último time slices do século XXI e são fortemente influenciadas pelo comportamento climático projetado para a setor norte da AS, com redução dos totais precipitados e menor fator R (Figuras 21-22).

A região da Cordilheira dos Andes apresenta maior projeção de perda de solo da AS, especialmente para a RAS que pode atingir $81 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (RCP 4.5) ou $156 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (RCP 8.5) (Tabela 14). Neste panorama, o aumento da perda de solo provocará efeitos negativos na AS, dos quais, destacam-se a redução da fertilidade do solo e por consequente problemas associados a desertificação, aumento da TES nos cursos de água e assoreamento de lagos naturais e de reservatórios artificiais em centrais hidrelétricas, contribuindo para a redução do volume morto e vida útil do empreendimento, assim como deslizamentos em zonas costeiras, ocasionando perdas socioeconômicas na região (POLETO, 2018; POLETO, 2019; MELLO *et al.*, 2020a).

Para a RN, foram projetadas as menores perdas de solo, com média de até $1,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em ambos os RCP's, e podem atingir até $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em todos os times slices e RCP's. Nesta região, projetou-se fator R menos agressivo que o

Baseline (Figuras 21-22), o que pode explicar a redução nas perdas do solo até 2099 (Tabela 12). Nesta RG foi encontrada baixa variação em relação ao Baseline, com redução para a última década. Contudo, Yang *et al.* (2003) projetaram até 2090s para a bacia amazônica aumento da erosão e degradação do solo, totalizando $6,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A diferença em relação a este estudo está associada ao fato de que os pesquisadores aplicaram outros MCGs, sob condições de outros cenários bem como outras resoluções espaciais. Este aspecto mostra a necessidade de estudos voltados a modelagem climática considerando diferentes modelos climáticos globais, com diferentes concentrações dos gases de efeito estufa para minimizar as incertezas nas projeções futuras da erosão hídrica do solo.

As perdas de solo moderadas a altas foram projetadas nas regiões agrícolas (especialmente nas áreas de cultivo anual), pecuárias e áreas montanhosas, principalmente no Sul e Sudeste da RCS, RNE e partes da RN no Brasil. Esse comportamento também foi observado na RS (Sudoeste e Nordeste) ao longo do século XXI. Para a RN, o comportamento projetado é similar ao Baseline nas terras agricultáveis (Figuras 24 e 25). Mello *et al.* (2020), apontam como fatores que contribuem no aumento da perda do solo no Brasil, Argentina e Uruguai, a crescente pressão exercida pelo desmatamento destinado a novas áreas agrícolas, pecuária e ao aumento da urbanização, impulsionando a degradação do solo. Assim também, Eekhout e Vente (2022) destacam que a mudança de uso da terra para expansão agrícola e o desmatamento agravam o aumento da erosão do solo globalmente.

Tabela 14: Variação na erosão hídrica do solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) sob mudança climática para as RG na AS.

CENÁRIOS CLIMÁTICOS	Time slices	Estatísticas	Erosão hídrica do solo ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)						
			RAS	RAC	RAN	RNE	RCS	RN	RS
Baseline	1950-2000	Médio	25,7	5,3	9,7	3,6	2,7	1,8	3,2
Ensemble RCP 4.5	2010-2040	Mínimo	45,2	2,2	5,0	1,6	2,0	1,1	2,3
		Médio	75,4	7,9	6,7	3,2	3,9	1,7	4,4
		Máximo	119,6	18,9	9,5	6,0	6,5	2,4	7,6
Ensemble RCP 8.5	2010-2040	Mínimo	36,5	2,2	4,5	1,5	2,0	1,0	2,3
		Médio	79,9	7,5	6,6	3,5	3,8	1,7	4,4
		Máximo	151,9	19,7	10	6,7	6,9	2,5	7,6
Ensemble RCP 4.5	2041-2070	Mínimo	42,7	2,1	4,3	1,5	2,2	1,0	2,2
		Médio	77,8	7,6	6,5	3,7	4,0	1,6	4,2
		Máximo	140	20	10,4	7,0	6,8	2,4	7,4
Ensemble RCP 8.5	2041-2070	Mínimo	38,8	2,2	3,8	1,1	2,1	0,9	2,2
		Médio	77,2	7,3	6,2	2,9	4,0	1,6	4,2
		Máximo	142,6	17,3	9,9	6,1	7,2	2,5	7,4
Ensemble RCP 4.5	2071-2099	Mínimo	42,2	2,1	4,2	1,3	2,1	0,9	2,1
		Médio	77,7	7,7	6,3	3,5	4,0	1,6	4,2
		Máximo	140,8	20	10	7,1	7,0	2,4	7,4
Ensemble RCP 8.5	2071-2099	Mínimo	37,1	2,4	2,4	0,2	1,9	0,6	2,1
		Médio	80,6	8,4	4,7	2,1	4,2	1,3	4,6
		Máximo	156,1	18,1	8,9	5,1	7,7	2,3	8,0

Importante destacar que os valores adotados para o fator de práticas conservacionistas do solo (fator P) igual a 1 superestima as perdas de solo. O fator P em escala continental é muito difícil de ser estabelecido, considerando as diferentes estratégias conservacionistas adotadas pelos diferentes países. Além disso, é um fator local, definido de acordo com a cultura dos produtores bem como ações de órgãos extensionistas, os quais muitas das vezes não existem na maioria dos países da AS.

Estes resultados demostram similaridade com a tendência global de aumento da erosão do solo sob mudança climática (YANG *et al.*, 2003; NEARING *et al.*, 2004; LI *et al.*, 2016; BORRELLI *et al.*, 2020). Assim também, Eekhout e Vente (2022), através da revisão de 224 estudos de modelagem, mostram uma tendência global crescente na erosão hídrica para o final do século XXI, com maior aumento projetado nas regiões semiáridas (17,3%) e leve redução nas zonas climáticas subárticas/tundra (-2,8%).

A erosão do solo sob mudanças climáticas obtida neste estudo apresenta maior aumento da erosão para a RAS (Figura 26a), seguido da RAC e variação inferior ao Baseline para a RN, RAN e RNE. O comportamento da erosão entre os RCP's mostra padrão semelhante. A variação nos demais períodos (Figura 26bc) é similar, isto é, maior aumento na RAS, seguido da RAC, aumentos intermédios para a RCS e RS. Para a RAN, RN e RNE a projeção mostra variação média inferior ao Baseline. Esse padrão é observado também nas projeções mínimas e máximas.

A variação em relação ao Baseline (Figura 27) mostra tendências muito altas a altas de aumento da erosão para a RAS (> 190%), seguido da RAC (> 38%), RCS (> 41%) e RS (> 31%). Contudo, a região norte e nordeste da AS apresenta tendências expressivas de redução, sendo para a RAN (< 52%) e RNE (< 42%), enquanto a tendência é menos acentuada para a RN (< 28%).

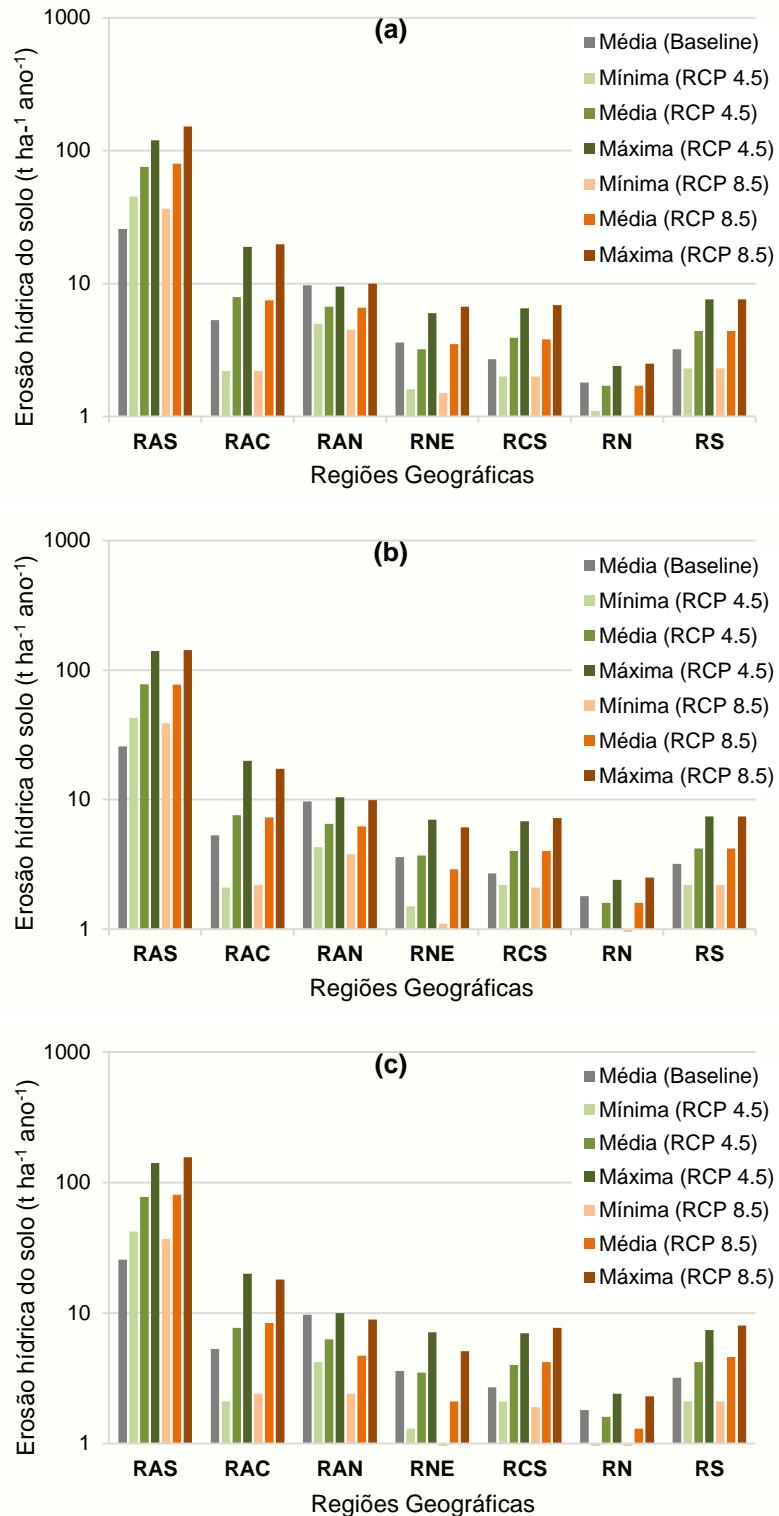


Figura 26: Erosão hídrica do solo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) média, mínima e máxima sob MCGs considerando:
a) Ensemble RCP's (2010-2040); **b)** Ensemble RCP's (2041-2070); **c)** Ensemble RCP's (2071-2099) para as RG da AS.

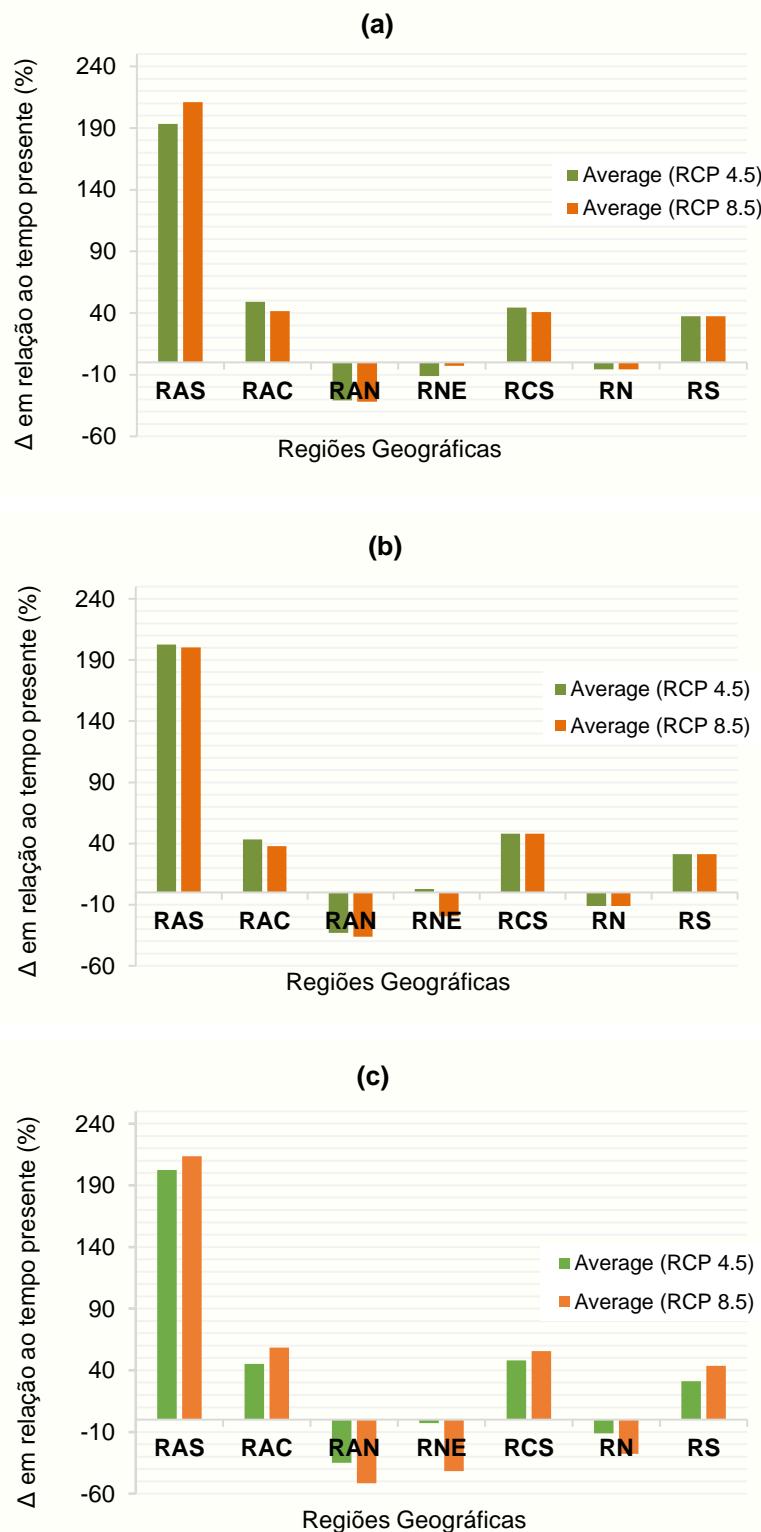


Figura 27: Variação consecutiva da erosão hídrica do solo (%), em relação ao Baseline sob MCGs considerando: a) Ensemble RCP's (2010-2040); b) Ensemble RCP's (2041-2070); c) Ensemble RCP's (2071-2099) para as RG da AS.

A Tabela 15 apresenta a variação consecutiva (%) nos respectivos RCP's. Isto possibilita compreender melhor as tendências da erosão influenciada pela variação climática na AS. À vista disso, as tendências consecutivas médias para ambos RCP's, apresentam forte tendência de aumento da erosão para a RAS, RAC, RCS e RS. Contudo, no período 2041-2070, a RAC e a RS apresentam leve redução (< 8%) com aumento no final do século XXI. As reduções consecutivas indicam diminuição considerável para a RAN, seguido da RNE e RN (Tabela 15). Este padrão de mudança até 2099 indica que a região da Cordilheira dos Andes é a mais vulnerável no contexto de erosão hídrica devido à magnitude da variação projetada na erosão do solo, causada pela variação climática na AS.

Neste estudo não foi considerado a mudança do uso da terra para projetar a erosão hídrica potencial, devido à escassez de dados de qualidade para modelar o uso do solo em uma escala continental. A mudança de uso do solo, destinadas a expansão agrícola e desmatamento tem impacto negativo conduzindo a aumento da erosão hídrica. Por outro lado, melhores manejos das terras agrícolas e das pastagens, bem como a preservação de matas nativas e o reflorestamento de outras áreas notadamente aquelas com solo exposto, têm efeitos positivos sobre o meio ambiente, com melhor controle sobre o escoamento e transporte de sedimentos, diminuindo a perda de solo (EEKHOUT e VENTE, 2022; GUO *et al.*, 2019).

As mudanças no uso da terra causadas pela atividade antrópica, refletivas especialmente no fator C, são consideradas relevantes no contexto da projeção futura da erosão do solo, combinadas às mudanças climáticas (NEARING *et al.*, 2004; FAVIS-MORTLOCK e MULLAN, 2011; GARCÍA-RUIZ *et al.*, 2013; GUO *et al.*, 2019). Estudos conduzidos por Winkler *et al.* (2021) indicam tendência global de redução das áreas com cobertura florestal e aumento das áreas destinadas para agricultura. Além dos impactos sobre o fator C, há de se considerar também impactos sobre o conteúdo de matéria orgânica do solo, uma vez que a redução da cobertura vegetal nativa levará à redução dessa, com implicações sobre a erodibilidade do solo. Contudo, tais análises geram muitas incertezas dado o grau atual de conhecimento associado aos usos do solo em cenários futuros e seus impactos no processo erosivo. Assim, os resultados encontrados neste estudo,

contém apenas os impactos futuros das mudanças climáticas, no entanto, são norteadores para políticas associadas ao uso sustentável do solo na AS, combinando a agricultura e pecuária à sobrevivência dos biomas e da biodiversidade presente nos mesmos.

Tabela 15: Variação consecutiva da erosão hídrica do solo (%) ao longo do século XXI na AS.

Variação consecutiva da erosão hídrica do solo (%)								
Time slices	Ensemble RCP's	RAS	RAC	RAN	RNE	RCS	RN	RS
(1950-2000) a (2010-2040)	4.5	193,4	49,1	-30,9	-11,1	44,4	-5,6	37,5
	8.5	210,9	41,5	-32,0	-2,8	40,7	-5,6	38
(2010-2040) a (2041-2070)	4.5	9,3	-5,7	-2,1	13,9	3,7	-5,6	-6,3
	8.5	-10,5	-3,8	-4,1	-16,7	7,4	-5,6	-6,3
(2041-2070) a (2071-2099)	4.5	-0,4	1,9	-2,1	-5,6	0	0	0
	8.5	13,2	20,8	-15,5	-22,2	7,4	-16,7	12,5

6 Conclusões

Neste estudo, a RUSLE foi aplicada ao continente sul-americano a partir de bases primárias de dados disponíveis, construindo-se os fatores deste modelo para toda a América do Sul. Com base no estudo de modelagem de Fagundes *et al.* (2021), a taxa de entrega de sedimentos (TES) foi estudada tendo-se como referência 27 bacias hidrográficas do continente, relacionando a carga média anual de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) com a taxa de erosão do solo estimada pela RUSLE. As principais conclusões são:

- a) A RUSLE apresentou um desempenho satisfatório para a AS uma vez que os fatores da mesma foram adequadamente trabalhados e consistidos à luz de experimentos de campo de parcelas de perda de solo. A perda média de solo foi de $3,8\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Chile ($> 20,0\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) e Colômbia ($8,1\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) apresentaram as maiores perdas de solo; Suriname, Guiana Francesa e Guiana apresentaram os menores valores ($< 1,0\ t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$).
- b) As regiões que apresentaram as maiores perdas de solo estão na Cordilheira dos Andes e RCS, que abrange Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai. Nos Andes, a combinação do alto fator K, fator C e fator LS muito alto foi a causa das altas perdas de solo. Em algumas áreas da RCS, as atividades agropecuárias e áreas de desmatamento da vegetação nativa são as principais causas da elevada taxa de erosão hídrica, assim como o alto potencial erosivo das chuvas.
- c) As regiões sob influência da Amazônia apresentam baixa taxa de erosão hídrica proporcionada especialmente pela cobertura da floresta fechada, contudo, a alta taxa de desmatamento da região é especialmente preocupante uma vez que o potencial erosivo das chuvas nessa região é muito alto.
- d) As bacias hidrográficas com as maiores TES são aquelas sob influência da Cordilheira dos Andes, proporcionando às mesmas elevada capacidade de transporte de sedimentos, destacando-se as bacias hidrográficas Norte Argentina – Costa do Atlântico, Magdalena, Orinoco e Amazonas. A bacia do

rio Amazonas pela sua dimensão, regime pluvial e existência de planícies aluviais se destaca pelo elevado grau de complexidade hidrodinâmica, e apresenta a maior carga de sedimentos transportados, contudo, a segundo maior TES (2,32%).

- e) A erosão potencial média do solo para a AS sob influência de mudanças climáticas indica aumento de 37% em relação ao Baseline, podendo atingir $5,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ao longo do século XXI.
- f) As variações da erosão projetadas sob mudança climática, considerando o Baseline, impactarão mais significativamente no último time slices (2071-2099), com aumentos e reduções graduais para ambos RCP's, intensificadas para o RCP 8.5, porém com aumento das incertezas dadas pelos maiores intervalos conforme o comportamento dos modelos globais regionalizados.
- g) As regiões mais afetadas pela variação climática ao longo do século XXI no contexto de aumento da erosão, estão sob influência da Cordilheira dos Andes, enquanto entre os valores mais baixos foram encontrados para a região Amazônica.
- h) As projeções indicam perdas elevadas de solo para a RAS e RAC (região dos Andes) e para a RCS e RS (áreas de uso agropecuário e solos nus) apontam perdas menos severas.
- i) As regiões norte e nordeste da AS (RAN, RNE e RN) projetam tendências de redução da erosão até 2099. A redução mais elevada está projetada para a RAN, seguida por RN e RNE.

7 Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Bacias Hidrográficas Ottocodificadas (Níveis Otto 1-7)**. Catálogo de Metadados da ANA, 2012. Disponível em:
<https://metadados.snrh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/b228d007-6d68-46e5-b30d-a1e191b2b21f>. Acesso em: 10 de abr. 2019.

ALBUQUERQUE, A. W.; MOURA FILHO, G.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P. V.; SOUZA, J. L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.153-160, 2005.

ALVES, G.J.; MELLO, C.R.; GUO, L.; THEBALDI, M.S. Natural disaster in the mountainous region of Rio de Janeiro state, Brazil: Assessment of the daily rainfall erosivity as an early warning index. **International Soil and Water Conservation Research**, v.10, n. 4, p. 547-556, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.02.002>.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. En: PRUSKI, F. F. (Ed). **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**, 2 ed., Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009, p.75-107.

AN, Y.; ZHAO, W.; LI, C.; SOFIA SANTOS FERREIRA, C. Temporal changes on soil conservation services in large basins across the world. **Catena**, v. 209, 2022.

ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. C., OLIVEIRA, P. T. S.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, pp. 29-39, 2017.

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

ANESEYEE, A. B.; ELIAS, E.; SOROMESSA, T.; FEYISA, G. L. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 728, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>

ANGULO, R. J. Relações entre a erodibilidade e algumas propriedades de solos brasileiros. Orientadores: Glaucio Roloff e Marcos Luiz de Paula Souza. 1983. 154 f. Dissertação (Mestrado em Conservação do Solo). Programa de Pós Graduação em Conservação de Solos, Setor de Ciências Agrarias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1983.

BATALHA, R. M. P. Expectativa de risco de degradação dos recursos hídricos na bacia do Rio Jundiaí Mirim. Orientador: José Teixeira Filho. 2006. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração de Água e Solo). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

BARKER, H.W. et al. The Monte Carlo independent column approximation: An assessment using several global atmospheric models. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, v. 134, n. 635, p. 1463-1478, 2008. Doi: <https://doi.org/10.1002/qj.303>

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((RUSLE): with a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, pp. 6059-6086, 2018. Doi:10.5194/hess-22-6059-2018

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Ícone, 1985. 392p.

BERTONI, S.;LOMBARDI, N. F. **Conservação do Solo**, 7 ed., São Paulo, Ícone, 2010, 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARD N, F. **Conservação do solo**. 5 ed., São Paulo, Ícone, 2005, 355 p.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 26, 2002, pp. 545-552, 2002. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200021>

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo

Húmico alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, pp. 451-461, 2001. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200021>

BERTOL, I.; LEITE, D.; ENGEL, F. L.; COGO, N.P.; GONZÁLEZ, A. P. Erodibilidade de um nitossolo háplico alumínico determinada em condições de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 3, p. 541- 549, 2007.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D. AMARAL, A.J. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico alumínico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). R. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, pp. 465-471, 2002.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, pp. 49-59, 2009.

BOARDMAN, J. A short history of muddy floods. **Land Degradation & Development**, v. 21, pp. 303-309, 2010.

BOIT, Alice *et al.* Large-scale impact of climate change vs. land-use change on future biome shifts in Latin America. **Global Change Biology**, v. 22, pp. 3689-3701, 2016.

BONNER, W. D. Climatology of the low level jet. **Monthly Weather Review**, v. 96, n. 12, p. 833-850, 1968.

BONILLA, C. A.; REYES, J. L.; MAGRI, A. Water Erosion Prediction Using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS Framework, central Chile. **Chilean Journal of Agricultural Research**. v. 70, pp. 159-169, 2010.

BONILLA, C. A.; JOHNSON, O. I. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. **Geoderma**, v. 189-190, p. 116-123, 2012.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; UGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; MODUGNO, S.; SCHÜTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; VAN OOST, K.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. An

assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nat. Commun.**, 13 p., 2017.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; BALLABIO, C. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, p. 21994-22001, 2020.

BORGES, K. M. R.; CARVALHO JÚNIOR, A. O.; MARTINS, E. S.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Vulnerabilidade natural: a perda de solo da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação universal de perda de solos. **Geographia**, v. 14, p. 101-125, 2012.

BOSCO, C.; RUSCO, E.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. Soil erosion in the Alpine area: risk assessment and climate change. **Studi Trent. Sci. Nat.**, v. 85, p. 117-123, 2009.

BROWN, L.C.; FOSTER, G.R. Storm erosivity using idealized intensity distributions. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 30, n. 2, p. 379-386, 1987.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 23, n. 3, pp.711-721, 1999.

BROWNING, K. A. Conceptual Models of Precipitation Systems. **Weather and Forecasting**, v. 1, p. 23-41, 1986. Doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0434\(1986\)001<0023:CMOPS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0434(1986)001<0023:CMOPS>2.0.CO;2)

BUCHHORN, M.; SMETS, B.; BERTELS, L.; LESIV, M.; TSENDBAZAR, N. - E.; HEROLD, M.; FRITZ, S. **Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: epoch 2015: Globe. Dataset of the global component of the Copernicus Land Monitoring Service**. 2019. DOI 10.5281/zenodo.3243509.

BURT, T., BOARDMAN, J., FOSTER, I., HOWDEN, N. More rain, less soil: Long-term changes in rainfall intensity with climate change. **Earth Surf. Process. Landforms**, v. 41, p. 563–566, 2015. Doi:10.1002/esp.3868

CAMPAGNOLI, F. The Brazilian lands: rates of potential production of sediments. Sediment Budgets Symposium. **VII IAHS Scientific Assembly**, 2005.
CARVALHO, N.O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000. 154p.

CASTRO, S. S.; QUEIROZ NETO, J. P. Soil erosion in Brazil from coffee to the present-day soy bean production. **Developments in earth surface processes**, v. 13, pp. 195-221, 2009.

CASTRO, W.J.; LEMKE-DE-CASTRO, M.L.; LIMA, J.O.; OLIVEIRA, L.F.C.; RODRIGUES, C.; FIGUEIREDO, C.C. Erodibilidade de solos do cerrado goiano. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 4, pp. 305-320, 2011.

CARRASCO-LETELIER, L.; BERETTA-BLANCO, A. Soil erosion by water estimated for 99 Uruguayan basins. **Ciencia e Investigación Agraria**. v. 44, pp. 184-194, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.7764/racia.v44i2.1717>

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciênciac, 2008. 600p.

CERDAN, O.; GOVERS, G.; LE BISSONNAIS, Y.; VAN OOST, K.; POESEN, J.; SABY, N.; ...DOSTAL, T. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. **Geomorphology**, v. 122, n. 1-2, p. 167–177, 2010.

CECIL, D.J.; BLANKENSHIP, C.B. Toward a Global Climatology of Severe Hailstorms as Estimated by Satellite Passive Microwave Imagers. **Journal of Climate**, v. 25, p. 687-703, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00130.1>

CHAVES, H.M.L; PIAU, L.P. Effect of rainfall variability and land use on runoff and sediment in the Pipiripau river basin, in the Federal District, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, pp. 333-343, 2008. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100031>

CHOU, S. C.; LYRA, A., MOURÃO, C.; DERECZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; NOBRE, P.; MARENKO, J. Evaluation of the eta simulations nested in three global climate models. **American Journal of Climate Change**, v. 3, pp 438-454, 2014a.

CHOU, S.C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DERECZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; MARENKO, J. Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. **American Journal of Climate Change**, v. 3, pp. 512–527, 2014b.

CHUENCHUM, P.; XU, M.; TANG, W. Predicted trends of soil erosion and sediment yield from future land use and climate change scenarios in the Lancang–Mekong River by using the modified RUSLE model. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, pp. 2013-227, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.06.006>

CHYLEK, P.; LI, J.; DUBEY, M. K.; WANG, M.; LESINS, G. Observed and model simulated 20th century Arctic temperature variability: Canadian Earth System Model CanESM2. **Atmos. Chem. Phys. Discuss.**, v. 11, p. 22893–22907, 2011.

CHEN C. N.; TSAI C. H.; TSAI C. T. Simulation of runoff and suspended sediment transport rate in a basin with multiple watersheds. **Water Resource Management**, v. 25, n. 3, pp. 793-816, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9727-4>

CIC-Plata. Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata. Análisis Diagnóstico Transfronterizo de la Cuenca del Plata. Buenos Aires, Argentina, 2016. Disponible em: <https://cicplata.org/es/documentos-principales/>

COX, P. M. Description of the “TRIFFID” Dynamic Global Vegetation Model. **Hadley Centre Technical Note 24**, Met Office, UK, 17 p, 2001.

COLLINS, W.J., et al. Development and Evaluation of an Earth-System Model-HadGEM2. **Geoscientific Model Development**, v. 4, p. 1051-1075, 2011.

CORREA, S. W.; MELLO, C. R.; CHOU, S. C.; CURRI, N.; NORTON, L. D. Soil erosion risk associated with climate change at Mantaro River basin, Peruvian Andes. **Catena**, v. 147, pp. 110-124, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.003>

CORTÉS CAPANO, G.; CORONEL, F.; SCHLOSSER, D.; FORMOSO, D.; RACHETTI, M.; ZANONIANI, R.; BOGGIANO, P.; PEREZ ROCHA, J. 2020. **Degradación y gestión sostenible del campo natural en el Uruguay -**

Resultados de una evaluación participativa en el norte del país. Montevideo, FAO, CAF y MGAP, 2020. 154p. Doi: <https://doi.org/10.4060/cb1032es>

DAVID, W. P. Soil and Water Conservation Planning: Policy Issues and Recommendations, **Philippine Journal of Development**, v. 15, p. 47-84, 1988.

DASH, C. J.; DAS, N. K.; ADHIKARY, P. P. Rainfall erosivity and erosivity density in Eastern Ghats Highland of east India. **Nat Hazards**, v. 97, p. 727-746, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11069-019-03670-9>

DEDECEK, R. A.; RESK, D.; FREITAS, J. E. Perdas de solo, agua e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 10, pp. 265-272, 1986.

DENT, B. D.; TORGUSON, S. J.; HODLER, W. T. **Cartography: thematic map design**. 6 ed. New York: McGraw Hill. 2009. 336p.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Orientador: Octavio Freire. 1990. 114 f. Tese (Doutorado). LSG Solos, Geologia e Fertilizantes, ESALQ-Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DE MARIA, I. C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 263-270, 1997.

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

DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G.H. J. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **J. Soils Sediments**, v. 15, pp. 2334-2346, 2015.

DOETTERL, S.; VAN OOST, K.; SIX, J. Towards constraining the magnitude of global agricultural sediment and soil organic carbon fluxes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 37, p. 642-655, 2012.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. D.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise do solo**. Embrapa Solos, Documentos, 132. 2^{da} edição revista. Dados eletrônicos. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2011. 225p.

DOULABIAN, S.; SHADMEHRI TOOSI, A.; HUMBERTO CALBIMONTE, G.; GHASEMI TOUSI, E.; ALAGHMAND, S. Projected climate change impacts on soil erosion over Iran. **Journal of Hydrology**, v. 598, 126432, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126432>

DURÃES, M. F.; PINTO COELHO FILHO, J. A.; DE OLIVEIRA, V. A. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguacu river basin-Parana. **Revista Brasileira De Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, pp. 728-741, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011616029>

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 677-685, 2016.

DUARTE, L.; TEODORO, A. C.; GONÇALVES, J. A.; SOARES, D.; CUNHA, M. Assessing soil erosion risk using RUSLE through a GIS open source desktop and web application. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 6, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5349-5>

DYMOND, J. R. Soil erosion in New Zealand is a net sink of CO₂. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, pp. 1763-1772, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1002/esp.2014>

D`AMARIO FERNÁNDEZ, M. J. **Evaluación del riesgo de erosión hídrica, su distribución espacial y el efecto de la cobertura vegetal en el proceso erosivo, en la cuenca hidrográfica del Río Tunuyán Superior (Mendoza)**. 2016. 65 f. Tesina de grado. Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias, Mendoza, 2016.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies: Part I. **Agricultural Engineering**, v. 28, pp. 145-146, 1947.

ECHEVERRÍA, N.; VALLEJOS, A. G. SILENZI, J. C. Erodabilidad de suelos del sur de la Región Semiárida Argentina. Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. **Ciencia del Suelo**, v. 24, 2006.

EDUARDO, E.N.; CARVALHO, D.F.; MACHADO, R. L.; SOARES, P.F.C.; ALMEIDA, W.S. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, pp. 796-803, 2013.

EEKHOUT, J.P.C.; VENTE, J. Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. **Earth-Science Reviews**, v. 226, 103921, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103921>

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS 9: Getting Started with ArcGIS**. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro. **Súmula da X Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. (SNLCS. SÉRIE MISCELÂNIA, 1), Rio de Janeiro, 1979. 83p.

ESTRADA-CARMONA, N.; HARPER, E. B.; DECLERCK, F.; FREMIER, A. K. Quantifying model uncertainty to improve watershed-level ecosystem service quantification: a global sensitivity analysis of the RUSLE, **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, pp. 40-50, 2016.

EWEG, H. P. A.; VAN LAMMEREN, R.; DEURLOO, H.; WOLDU, Z. Analyzing degradation and rehabilitation for sustainable land management in the highlands of Ethiopia. **Land Degrad Dev.**, v. 9, n. 6, pp. 529-542, 1998. Doi: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199811/12\)9:6%3C529::AID-LDR313%3E3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199811/12)9:6%3C529::AID-LDR313%3E3.0.CO;2-O)

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 perdas de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FAGUNDES, H.; FAN, F.; PAIVA, R.; SIQUEIRA, V.; BUARQUE, D.; KORNOWSKI, L.; LAIPELT, L.; COLLISCHONN, W., Sediment flows in South America supported by daily hydrologic-hydrodynamic modeling. **Water Resources Research**, v. 27, n. 2, p. 1-26, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1029/2020WR027884>

FARIAS, H. D.; BORSELLINO, M. J.; PILÁN, M. T. **Técnicas para la Estimación de la Producción de Sedimentos en Cuencas con Escasos Datos Hidrológicos. Aplicaciones en la Región NOA.** Congreso Regional de Ciencia y Tecnología NOA 2003. Secretaría de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Catamarca, Argentina, p. 1-18, 2003.

FAVIS-MORTLOCK, D.; MULLAN, D. **Soil erosion by water under future climate change.** In: Shukla, M. K. Soil Hydrology, Land Use and Agriculture: Measurement and Modelling, CABI, Wallingford, UK, 2011, p. 384-414. Doi: 10.1079/9781845937973.0384

FERNANDEZ, C.; WU, J.; MCCOOL, D.; STOECKLE, C. Estimating water erosion and sediment yield with GIS, RUSLE, and SEDD. **J. Soil Water Conserv.**, v. 58, pp. 128-136, 2003.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, v. 19, p. 680-688, 2005. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/3591054>

FEARNSIDE, P.M. Deforestation of the Brazilian Amazon. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>

FERNANDEZ MEDINA, B.; OLIVEIRA JÚNIOR, R.C. A aplicabilidade de alguns índices erosivos em Latossolo Amarelo de Manaus (AM). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.11, n.1, p.67-70, 1987.

FILIZOLA, N.; GUYOT, J. L. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 3207-3215, 2009.

FOOD and AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO-UNESCO). **Soil map of the World.** 1971. Disponível em: <http://www.fao.org/3/as361e/as361e.pdf>. Acesso: 10 de abr. 2020.

FOOD and AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Guidelines for soil description.** 2006. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-a0541e.pdf>. Acesso: 10 de abr. 2020.

FOOD and AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Land Use Systems Map.** 2013. Disponível em:
<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=37139>. Acesso: 20 de set. 2019.

FOSTER, G. R.; MCCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, pp. 355-359, 1981.

FU, G.; CHEN, S.; MCCOOL, D. K. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. **Soil and Tillage Research**, v. 85, p. 38-49, 2006. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.11.009>

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, 99 p., 2012.

GAITÁN, J; NAVARRO, M; VUEGEN, L; PIZARRO, M; CARFAGNO, P; RIGO, S. **Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina.** Instituto de Suelos-Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN) Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias -INTA. Buenos Aires: Ediciones INTA, 1^a. ed., 2017, 72 p.

GAMARO, P. E. **Medidores Acústicos Doppler de Vazão.** Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 2012. 164p.

GARDI, C.; ANGELINI, M.; BARCELÓ, S.; COMERMA, J.; CRUZ GAISTARDO, C.; ENCINA ROJAS, A.; JONES, A.; KRASILNIKOV, P.; MENDONÇA-SANTOS, M. L.; MONTANARELLA, L.; MUÑIZ UGARTE, O.; SCHAD, P.; VARA RODRÍGUEZ, M. I.; VARGAS, R.; RAVINA da SILVA, M. **Atlas de Solos de América Latina e do Caribe**, Comissão Europeia-Serviço de Publicações da União Europeia, L-2995 Luxembourg, 2015, 176 p.

GARCÍA-RUIZ, J. M.; NADAL-ROMERO, E.; LANA-RENAULT, N.; BEGUERÍA, S. Erosion in Mediterranean landscapes: changes and future challenges. **Geomorphology**, v. 198, p. 20-36, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.023>

GARCÍA-RUIZ, J. M.; BEGUERÍA, S.; NADAL-ROMERO, E.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C.; LANA-RENAULT, N.; SAN JUÁN, Y. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. **Geomorphology**, v. 239, p. 160-173, 2015.

GONÇALVES, G.M.S. **Estimativa da Concentração de Sedimento em Suspensão no Canal São Gonçalo a partir de equipamentos acústicos.** Orientador: Gilberto Loguerio Collares. 2020. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

GRAÇA, C. H.; PASSIG, F. H.; KELNIAR, A. R.; PIZA, M. A.; CARVALHO, K. Q.; ARANTES, E. J. Multitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná-Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 75, n. 4, p. 120-130, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00613suppl>

GIORGI, F.; RAFAELE, F.; COPPOLA, E. The response of precipitation characteristics to global warming from climate projections. **Earth System Dynamics**, v. 10, p. 73–89, 2019. Doi: <https://doi.org/10.5194/esd-10-73-2019>
GODOI, R. F.; RODRIGUES, D. B. B.; BORRELLI, P.; OLIVEIRA, P. T. S. High-resolution soil erodibility map of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 781, 146673, 2021.

GUYOT, J.; BOURGES, J.; CALLE, H.; CORTES, J.; HOORELBECKE, R.; ROCHE, M. Transport of suspended sediments to the Amazon by the Andean river: The River Mamore, Bolivia. **Fourth International Symposium on River Sedimentation**. Beijing, China: ISRS, p. 106-113, 1989.

GUO, Q.; HAO, Y.; LIU, B. Rates of soil erosion in China: A study based on runoff plot data. **Catena**, v. 124, pp. 68-76, 2015.

GUO, Y.; PENG, C.; ZHU, Q., et al. Modelling the impacts of climate and land use changes on soil water erosion: Model applications, limitations and future challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 250, 109403, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109403>

HERNANI, L.C.; SALTON, J.C.; FABRÍCIO, A.C.; DEDECEK, R.; ALVES JÚNIOR, M. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n.4, p.667-676, 1997.

HENGL, T.; MENDES de JESUS, J.; HEUVELINK, G. B. M; RUIPEREZ GONZALEZ, M.; KILIBARDA, M; BLAGOTIĆ, A. et al. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. **PLOS ONE**, v. 12 (2): e0169748, 2017.

HERNANI, L.C.; KURIHARA, C.H.; SILVA, W.M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 23, p. 145-154, 1999.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, pp. 1965-1978, 2005.

HUDSON, N. W. **Soil conservation**. 2 ed. Ithaca: Cornell University Press, 1981. 324p.

IUSS Working Group WRB. **World reference base for soil resources 2006**: a framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports Nº. 103. FAO, Rome, 2006, 145 p.

JAIN, M. K.; KOTHYARI, U. C. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. **Hydrological Sciences Journal**, v. 45, n. 5, pp. 771-786, 2000. Doi: <https://doi.org/10.1080/02626660009492376>

JARVIS, A.; REUTER, H.I.; NELSON, A.; GUEVARA, E. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m**. 2008. Disponível em: <http://srtm.cgiar.org>.

KNIJFF, J.M.; JONES, R.J.A.; MONTANARELLA, L. Soil erosion risk assessment in Europe. **Joint Research Centre, European Commission**, EUR 19044 EN, p. 38, 2000.

KINNELL, P. I. A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. **Journal of Hydrology**, v. 385, p. 384–397, 2010.

LAZZARI, M.; GIOIA, D.; PICCARRETA, M.; DANESE, M.; LANORTE, A. Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): A comparison between different empirical methods. **Catena**, v. 127, pp. 323-339, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.021>

LABRIÈREA, N.; LOCATELLIAC, B.; LAUMONIERAC, Y.; FREYCON, V.; BERNOUX, M. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 203, pp. 127-139, 2015.

LAL, R. **Soil erosion in the tropics: principles and management**. McGraw-Hill, New York, 1990.

LATRUBESSE, E. M.; RESTREPO, J. D. Sediment yield along the Andes: continental budget, regional variations, and comparisons with other basins from orogenic mountain belts. **Geomorphology**, v. 216, pp. 225-233, 2014.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, pp. 187-206, 2005.

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

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94-117, 2016

LI, J.; BARKER, H.W. A radiation algorithm with correlated k-distribution. Part I: local thermal equilibrium. **Journal of Atmospheric Science**, v. 62, p. 286-309, 2005. Doi: <https://doi.org/10.1175/JAS-3396.1>

LYRA, A. A.; CHOU, S. C.; SAMPAIO, G. Sensitivity of the Amazon biome to high resolution climate change projections. **Acta Amazonica**, v. 46, pp. 175–188, 2016.

LU, H.; PROSSER, I. P.; MORAN, C. J.; GALLANT, J. C.; PRIESTLEY, G.; STEVENSON, J. G. Predicting sheetwash and rill erosion over the Australian continent. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, n. 6, pp. 1037-1062, 2003.

LUDWIG, W.; PROBST, J.-L. River sediment discharge to the oceans; present-day controls and global budgets. **American Journal of Science**, v. 298, p. 265-295, 1998.

MARTIN, G.M.; BELLOUIN, N.; COLLINS, W.J. CULVERWELL, I.D.; HALLORAN, P.R.; HARDIMAN, S.C., et al. The HadGEM2 Family of Met Office Unified Model Climate Configurations. **Geoscientific Model Development**, v. 4, p. 723-757, 2011.

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N.; FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 87, pp. 517-526, 2010.

MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, V. P. Influência da compactação do solo nas perdas por erosão e na sua erodibilidade. **Ciência Agronômica**, v.8, n.1, pp. 39-45, 1993.

MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, pp. 1335-1340, 2002.

MARENGO, J.A.; CHOU, S.C.; KAY, G; ALVES, L.; PESQUERO J.F.; SOARES, W. R.; SANTOS D. C.; LYRA, A. A.; SUEIRO, G.; BETTS R.; CHAGAS, D. J.; GOMES, J. L.; BUSTAMANTE, J. F.; TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Parana River Basins. **Climate Dynamics**, v. 38, p. 1829-1848, 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-011-1155-5>

MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE, St. Joseph**, v. 30, n. 5, pp. 1387-1396, 1987.

MARELLI, J. H. **Estimación del potencial erosivo en la provincia de Córdoba a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE)**. Publicación INTA Marcos Juarez, 2012.

MAETENS, W.; VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; JANKAUSKAS, B.; JANKAUSKIENE, G.; IONITA, I. Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean. A meta-analysis of plot data. **Progress in Physical Geography**, v. 36, pp. 599-653, 2012.

MARTÍN-VIDE, J. P.; AMARILLA, M.; ZÁRATE, F. J. Collapse of the Pilcomayo River. **Geomorphology**, v. 205, p. 155-163, 2014.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: soil erosion scenarios. **Int. Soil Water Cons. Res.**, v. 1, n. 3, p. 37-48, 2013.

MELLO, C. R.; ALVES, G. J.; BESKOW, S.; NORTON, L. D. Daily rainfall erosivity as an indicator for natural disasters: assessment in mountainous regions of southeastern Brazil. **Nat. Hazards**, v. 103, p. 947-966, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04020-w>^a

MELLO, C.R.; SILVA, A.M.; BESKOW, S. **Hidrologia de superfície: princípios e aplicações**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2020. 531p.^b

MELLO, C.D.; VIOLA, M.R.; BESKOW, S.; NORTON, L.D. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. **Geoderma**, v. 202, p. 88-102, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.009>

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Physical Basis of the Length Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America**, v. 50, p. 1294-1298, 1986.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. National Soil Resources Institute, Cranfield University, 3 ed. Blackwell Publishing, Oxford, 2005.
MORGAN, R. P. C.; NEARING, M. A. **Handbook of Erosion Modelling**. Blackwell Publishing, 2011, 416p.

MOSS, R.H. et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, p. 747-756, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature08823>

MUKHERJEE, S.; JOSHI, P.K.; MUKHERJEE, S.; GHOSH, A.; GARG, R.D.; MUKHOPADHYAY, A. Evaluation of vertical accuracy of open source Digital Elevation Model (DEM). **Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.**, v. 21, pp. 205-217, 2014.

MULLAN, D.; FAVIS-MORTLOCK, D.; FEALY, R. Addressing key limitations associated with modelling soil erosion under the impacts of future climate change. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 156, p. 18-30, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.12.004>

MULLAN, D.; MATTHEWS, T.; VANDAELE, K.; BARR, I. D.; SWINDLES, G. T.; MENEELY, J.; BOARDMAN, J.; MURPHY, C. Climate impacts on soil erosion and muddy flooding at 1.5 versus 2C warming. **Land Degradation and Development**, v. 30, pp. 94–108, 2019.

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. 2991-3035, 2015.

NAMPAK, H.; PRADHAN, B.; MOJADDADI RIZEEI, H.; PARK, H. J. Assessment of land cover and land use change impact on soil loss in a tropical catchment by using multitemporal SPOT-5 satellite images and Revised Universal Soil Loss Equation model. **Land Degradation & Development**, v. 29, n.10, pp. 3440-3455, 2018.

NEARING, M. A.; ROMKENS M. J. M.; NORTON, L. D.; STOTT, D. E.; RHOTON, F. E.; LAFLEN, D. C.; FLANAGAN, D. C.; ALONSO, C. V.; BINGER, R. L.; DABNEY, S. M.; DOERING, O. C.; HUANG, C. H.; MCGREGOR, K. C.; SIMON, A.; STANLEY, W. Measurements and models of soil loss rates of soil loss. **Science**, v. 290, pp. 1300-1301, 2000.

NEARING, M. A. **Soil Erosion and Conservation**. Em: Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity, 2^{da} ed., 2013, pp. 365-378. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118351475.ch22>. Acesso: 23 set. de 2019.

NEARING, M. A.; PRUSKI, F.F.; O'NEAL, M. R. Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. **Journal of Soil Water Conservation**, v. 59, p. 43-50, 2004.

NOBRE, P.; SIQUEIRA, L. S. P.; de ALMEIDA, R. A. F.; MALAGUTTI, M.; GIAROLLA, E.; CASTELÃO, G. P., et al. Climate Simulation and Change in the Brazilian Climate Model. **Journal of Climate**, 26, 6716-6732, 2013.

ÖZHAN, S.; BALCI, A. N.; ÖZYUVACI, N.; HIZAL, A.; GÖKBULAK, F.; SERENGIL, Y. Cover and management factors for the universal soil-loss equation for forest ecosystems in the Marmara region, Turkey. **Forest Ecology and Management**, v. 214, pp. 118–123, 2005.

OCHOA, P. A.; FRIES, A.; MEJÍA, D.; BURNEO, J. I.; RUÍZ-SINOGA, J. D.; CERDÀ, A. Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. **Catena**, v. 140, pp. 31-42, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.011>

OCHOA-CUEVA, P.; FRIES, A.; MONTESINOS, P.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; BOLL, J. Spatial Estimation of Soil Erosion Risk by Landcover Change in the Andes of Southern Ecuador. **Land Degradation and Development**, v. 26, pp. 565-573, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1002/lrd.2219>

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, pp. 1524-1532, 2015.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURÃES, M. F.; SILVA, A.M. Soil erosion vulnerability in the Verde River basin, southern Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 3, pp. 262-269, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542014000300006>

OLIVEIRA BUENO, E.; ALVES, G. J.; MELLO, C. R. Hydroelectricity water footprint in Parana Hydrograph Region, Brazil. **Renewable Energy**, v. 162, p. 1-20, 2020.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Climate change and human health. Land degradation and desertification.** 2019. Disponível em: <https://www.who.int/globalchange/ecosystems/desert/en/>. Acesso: 26 de ago. 2019.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE METEOROLOGÍA (OMM). **Estado del clima en América Latina y el Caribe en 2022.** N° 1322, p. 41. 2023. Disponível em: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=11702

OZSOY, G.; AKSOY, E.; DIRIM, M. S.; TUMSAVAS, Z. Determination of Soil Erosion Risk in the Mustafakemalpasa River Basin, Turkey, Using the Revised Universal Soil Loss Equation, Geographic Information System, and Remote Sensing. **Environmental Management**, v. 50, p. 679-694, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9904-8>

PANAGOS, P.; MEUSBURGER, K.; BALLABIO, C.; BORRELLI, P.; ALEWELL, C. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. **Science of The Total Environment**, v. 479-480, pp. 189-200, 2014.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; MONTANARELLA, L.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. **Environ. Sci. Policy**, v. 54, p. 438-447, 2015a.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. **Geosciences**, v. 5, pp. 117-126, 2015b.

PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., LUGATO, E., & MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, pp. 38-50, 2015c.

PANAGOS, P.; BALLABIO, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K. 2016. Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. **Catena**, v. 137, p. 161-172, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.09.015>

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**, v. 52, pp. 49-59, 2003.
Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v52i0.4200>

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007.

PEPIN, E.; ARRETIER, S.; GUYOT, J. L.; ESCOBAR, F. Specific suspended sediment yields of the Andean rivers of Chile and their relationship to climate, slope and vegetation. *Hydrology Science Journal*, v. 55, p. 1190-1205, 2010.

POLETO, C. **Hidrossedimentologia**. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2019. 278p.

POLETO, C. **Sedimentologia Fluvial: Estudos e Técnicas**. 2^a ed. Porto Alegre: ABRH, 2018. 218 p.

PONTES, P. R. M. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica integrada da bacia do Prata**. Orientador: Walter Collischonn. 2016. 210 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Programa de Pós Graduação de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

PIMENTEL, D.; KOUNANG, N. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems*, v. 1, p. 416-426, 1998.

PRUSKI, F.F. **Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2.ed. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa. 2009. 279p.

RANZI, R.; LE, T. H.; RULLI, M. C. A RUSLE approach to model suspended sediment load in the Lo River (Vietnam): Effects of reservoirs and land use changes. *Journal of Hydrology*, v. 422-423, pp. 422-423, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.009>

RASMUSSEN, K.L.; CHAPLIN, M.M.; ZULUAGA, M.D.; HOUZE, R.A. Contribution of Extreme Convective Storms to Rainfall in South America. *Journal of*

Hydrometeorology, v. 17, p. 353-367, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0067.1>

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.

REBOITA, M. S.; DA ROCHA, R. P.; DIAS, C. G.; YNOUE, R. Y. Climate Projections for South America: RegCM3 Driven by HadCM3 and ECHAM5. **Advances in Meteorology**, p. 1-17, 2014. Doi:[10.1155/2014/376738](https://doi.org/10.1155/2014/376738)

REBOITA, M. S.; DUTRA, L. M. M.; DIAS, C. G. Diurnal cycle of precipitation simulated by RegCM4 over South America: present and future scenarios. **Clim. Res.**, v. 70, p. 39-55, 2016. Doi: [10.3354/cr01416](https://doi.org/10.3354/cr01416)

REBOITA, M. S.; REALE, M.; DA ROCHA, R. P.; GIORGI, F.; GIULIANI, G.; COPPOLA, E., ... CAVAZOS, T. Future changes in the wintertime cyclonic activity over the CORDEX-CORE southern hemisphere domains in a multi-model approach. **Climate Dynamics**, pp. 1-17, 2021.

REDIN, M.; SANTOS, G.F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G.L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E.L. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, p. 381-392, 2011. Doi: <https://doi.org/10.5902/198050983243>

RENARD, K.; FOSTER, G.; WEESIES, G. PORTER, J. P. Revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 1, n. 45, p. 30-33. 1991.

RENARD, K.; FOSTER, G.; WEESIES, G.; MCCOOL, D.; YODER, D. **Predicting Soil Erosion by Water: a Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)** (USDA-ARS, Washington, 1997, 407 p.)

RESTREPO, J. D.; KJERFVE, B.; HERMELIN, M.; RESTREPO, J. C. Factors controlling sediment yield in a major South American drainage basin: The Magdalena River, Colombia. **Journal of Hydrology**, v. 316, pp. 213-232, 2006. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.002>

RISSE, L. M.; NEARING, M. A.; LAFLEN, J. M.; NICKS, A. D. Error assessment in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, pp. 825-833, 1993.

RODRIGUES, J.; MELLO, C. R.; VIOLA, M.; RODRIGUES, M. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo - MG. **Geociências**, v. 36, n. 3, pp. 531-542, 2017.

RIQUETTI, N. B. **Erosividade da chuva na América do Sul: comportamento atual e projeções futuras**. Orientador: Carlos Rogério de Mello. 2019. 148 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2019.

RIQUETTI, N. B.; MELLO, C. R.; BESKOW, S.; VIOLA, M. R. Rainfall erosivity in South America: Current patterns and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 724, pp. 1-14, 2020. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138315

RIVERA P.; J. H.; LAL, R.; AMÉZQUITA C. E.; MESA, S. O.; CHAVES C. B. Predicción de la erodabilidad en algunos suelos de ladera de la zona cafetera colombiana. **Cenicafé**, v. 61, n. 4, pp. 344-357, 2010.

ROOSE, E. J. **Use of the universal soil loss equation to predict erosion in West Africa**. In: Foster, G. R. Soil Erosion: Prediction and Control. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA, 1977, pp. 60-74.

RUHOFF, A. L.; SOUZA, B. S. P.; GIOTTO, E.; PEREIRA, R. S. Avaliação dos processos erosivos através da Equação Universal de Perda de Solos, implementada com algoritmos em LEGAL. **Geomática**, v. 1, p. 1-9, 2006.

RUPPENTHAL, M.; LEIHNER, D. E.; HILGER, T. H.; CASTILLO, F. J. A. Rainfall Erosivity and Erodibility of Inceptisols in the Southwest Colombian Andes. **Experimental Agriculture**, v. 32, n. 01, p. 91, 1996.

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

SATYAMURTY, P.; NOBRE, C. A.; SILVA DIAS, P. L. South America. Em: Meteorology of the Southern Hemisphere. Eds. Karoly D. J.; Vicent, D. G. American Meteorological Society. **Meteorological Monographs**, v. 27, n. 49, p. 119-139, 1998.

SALIO, P.; NICOLINI, M.; ZIPSER, E. J. Mesoscale convective systems over South America and their relationship with the South American low-level jet. **Monthly Weather Review**, v. 135, p. 1290-1309, 2007.

SCHMIDT, S.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K. Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. **Remote Sensing of Environment**, v. 211, pp. 89-104, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.0080>

SCHICK, J.; BERTOL, I.; COGO, N.P.; GONZÁLEZ, A. P. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, pp. 1906-1917, 2014.

SCHENK, C.J.; VIGER, R.J.; ANDERSON, C.P. Maps showing geology, oil and gas fields and geologic provinces of the South America region: U.S. **Geological Survey Open-File Report 97-470-D**, 12 p., 1999. Doi: <https://doi.org/10.3133/ofr97470D>.

SHI, W.; HIGGINS, R. W.; YAROSH, E.; KOUSKY, V. E. The annual cycle and variability of precipitation in Brazil. **NCEP/Climate Prediction Center ATLAS**, nº 9, 2000. Disponível em: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/research_papers/ncep_cpc_atlas/9/toc.html. Acesso em: 18 set. 2019.

SILVA, B.C.P.; SILVA, M.L.N.; BATISTA, P.V.G.; PONTES, L.M.; ARAÚJO, E.F. DE; CURI, N. Soil and Water Losses in Eucalyptus Plantation and Natural Forest and Determination of the USLE Factors at a Pilot Sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, pp. 432-442, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1590/1413-70542016404013216>

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, pp. 141-148, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000200006>

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, pp.147-159, 2004.

SILVA, M. L. N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUAX, P.; CURI, N.; LIMA, J.M. Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro em Goiânia (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n.1, pp. 131-137, 1997.

SILVA, M. L. N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de Latossolos brasileiros**. 1997. 154 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

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**, v.10, n.3, pp. 283-287,1986.

SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, pp. 1811-1820, 2009.

SIQUEIRA, J. R.; TOLEDO MACHADO, L. A. Influence of the Frontal Systems on the Day-to-Day Convection Variability over South America. **Journal of Climate**, v. 17, p. 1754-1766, 2004. Doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<1754:IOTFSO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<1754:IOTFSO>2.0.CO;2)

SOUSA, R. M.; VIOLA, M. R.; CHAN, C. S.; ALVES, M. V. G.; AVANZI, J. C. Projeções climáticas regionalizadas para o estado do Tocantins, Brasil, nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, pp. 330-347, 2019.

SOUZA, C.M.P.; VELOSO, G.V.; MELLO, C.R.D.; RIBEIRO, R.P.; DA SILVA, L.A.P.; LEITE, M.E.; Fernandes Filho, E.I. 2022. Spatiotemporal prediction of rainfall erosivity by machine learning in southeastern Brazil. **Geocarto International**, v.37, p. 11652-11670, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2060318>

STOCKING, M. A. Rates of erosion and sediment yield in the African environment. In: WALLING, D. E.; FOSTER, S. S. D.; WURZEL, P. Challenges in African hydrology and water resources, Harare Symposium Proceedings, Publication 144. International Association of Scientific Hydrology (IASH-AIHS), pp. 285-295, 1984.

STEVAUX, J.; MARTINS, D.; MEURER, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. **Geomorphology**, v. 113, p. 230-238, 2009. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.015>

TÁVORA, M. R. P.; SILVA, J. R. C.; MOREIRA, E. G. S. Erodibilidade de dois solos da região de Ibiapaba, Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, n.1, pp. 59-62, 1985.

TENG, H.; HU, J.; ZHOU, Y.; ZHOU, L.; SHI, Z. Modelling and mapping soil erosion potential in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, p. 251-264, 2019.

THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change and Land. Chapter 4: Land Degradation**. 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl-report-download-page/>. Acesso: 29 de ago. 2020.

THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 1-34. 2023. Doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3.ed. Porto Alegre: ABRH, 2004. 943p.

ULLAH, S.; ALI, A.; IQBAL, M.; JAVID, M.; IMRAN, M. Geospatial assessment of soil erosion intensity and sediment yield: a case study of Potohar Region, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 19, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7867-7>

URI, N.D. The Environmental Implications of Soil Erosion in the United States. **Environ Monit Assess**, v. 66, p. 293-312, 2001. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:100633329653>

USDA. Natural Resources Conservation Service. **National soil survey handbook, title 430-VI.** 1983. Disponível em:
http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054242.
Acesso em: 15 de abr. 2020.

VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; De VENTE, J.; OCAKOGLU, F. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. **Geomorphology**, v. 130, p. 142-16, 2011.

VELDKAMP, E., SCHMIDT, M., POWERS, J.S. et al. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nat Rev Earth Environ.**, v. 1, p. 590–605. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>

VON SALZEN, K.; MCFARLANE, N.A.; LAZARE, M. The role of shallow convection in the water and energy cycles of the atmosphere, **Climate dynamics**, v. 25, p. 671-688, 2005. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00382-005-0051-2>

WATANABE, M.; SUZUKI, T.; O'ISHI, R.; KOMURO, Y.; WATANABE, S.; EMORI, S., et al. Improved Climate Simulation by MIROC5: Mean States, Variability, and Climate Sensitivity. **Journal of Climate**, v. 23, p. 6312-6335, 2010.

WANG, H.; FU, R. Cross-Equatorial Flow and Seasonal Cycle of Precipitation over South America. **Journal of Climate**, v. 15, p. 1591-1608, 2002. Doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2002\)015<1591:CEFASC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2002)015<1591:CEFASC>2.0.CO;2)

WOOD, M.S.; TEASDALE, G.N. Use of Surrogate Technologies to Estimate Suspended Sediment in the Clearwater River, Idaho, and Snake River, Washington, 2008-10. **U.S Geological Survey Scientific Investigations Report**, 2013-5052. p. 30. 2013. Doi: <https://doi.org/10.3133/sir20135052>

WINKLER, K.; FUCHS, R.; ROUNSEVELL, M. et al. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nat Commun.**, v. 12, 2501, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>

WILLIAMS, J.R.; BERNDT, H. Sediment yield computed with universal equation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 98, p. 2087-2098, 1972.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Agriculture Handbook. Washington: U S Department of Agriculture, 1978, 58 p.

WUEPPER, D.; BORRELLI, P.; FINGER, R. Countries and the global rate of soil erosion. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 1, p. 51- 55, 2019.

XAVIER, A. P.; SILVA, A. M.; SILVA, R. M. Mudanças espaço-temporais da variabilidade da precipitação e perdas de solo na bacia do rio Mamuaba, Brasil. **Cadernos do Logepa**, v. 8, p. 79-102, 2013.

YANG, D.; KANAE, S.; OKI, T.; KOIKE, T.; MUSIAKE, K. Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. **Hydrological Processes**, v. 17, pp. 2913–2928, 2003.

ZHAO, G.; MU, X.; WEN, Z.; WANG, F.; GAO, P. Soil erosion, conservation, and ecoenvironment changes in the Loess Plateau of China. **Land Degrad. Dev.**, v. 24, pp. 499-510, 2013.

ZHANG, K. L.; SHU, A. P.; XU, X. L.; YANG, Q. K.; YU, B. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China. **J. Arid Environ.**, v. 72, pp. 1002-1011, 2008.

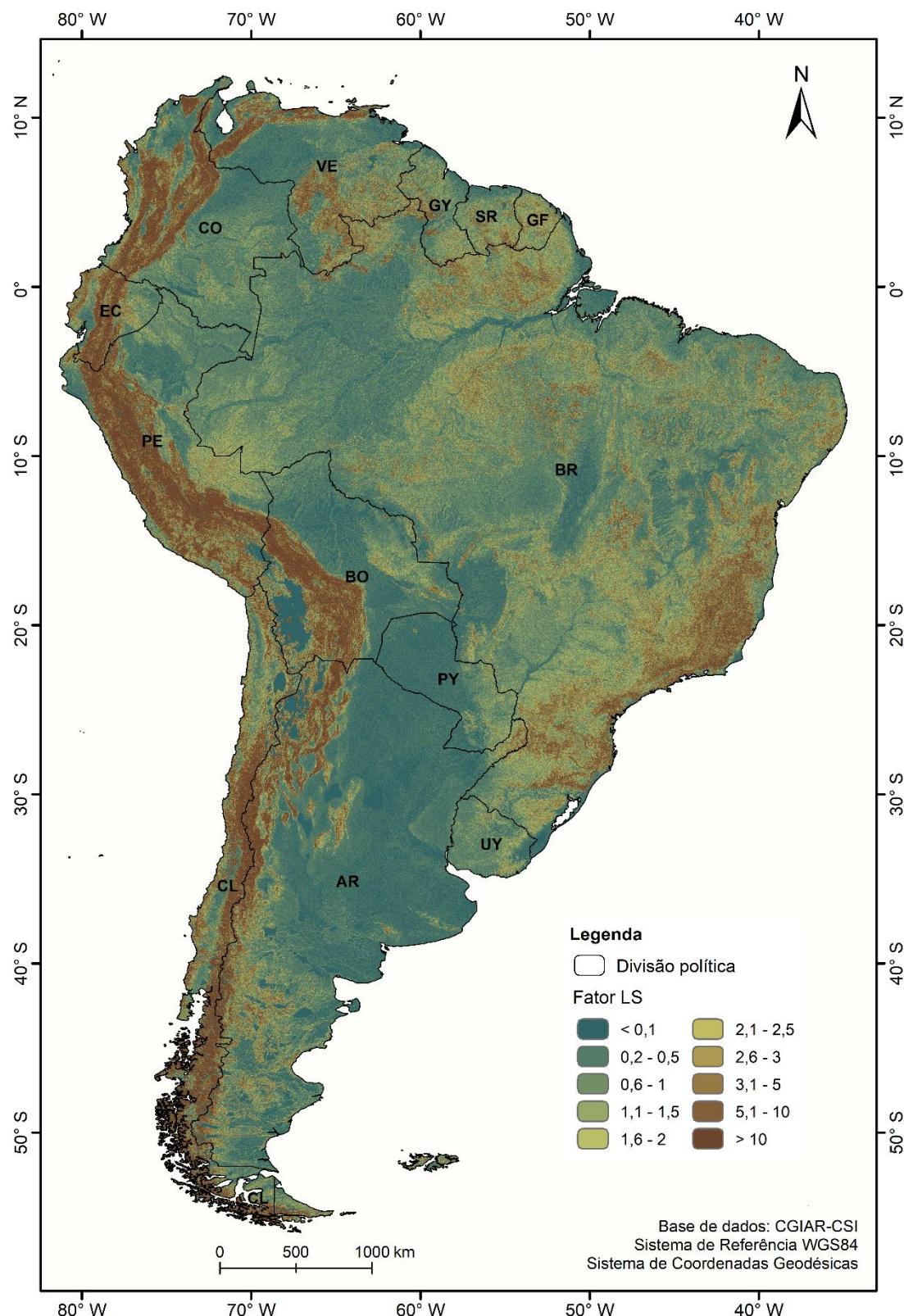
APÊNDICE

Apêndice A- Dados utilizados para validação do fator K ($t\ h\ (MJ\ mm^{-1})$) observados e estimados na AS.

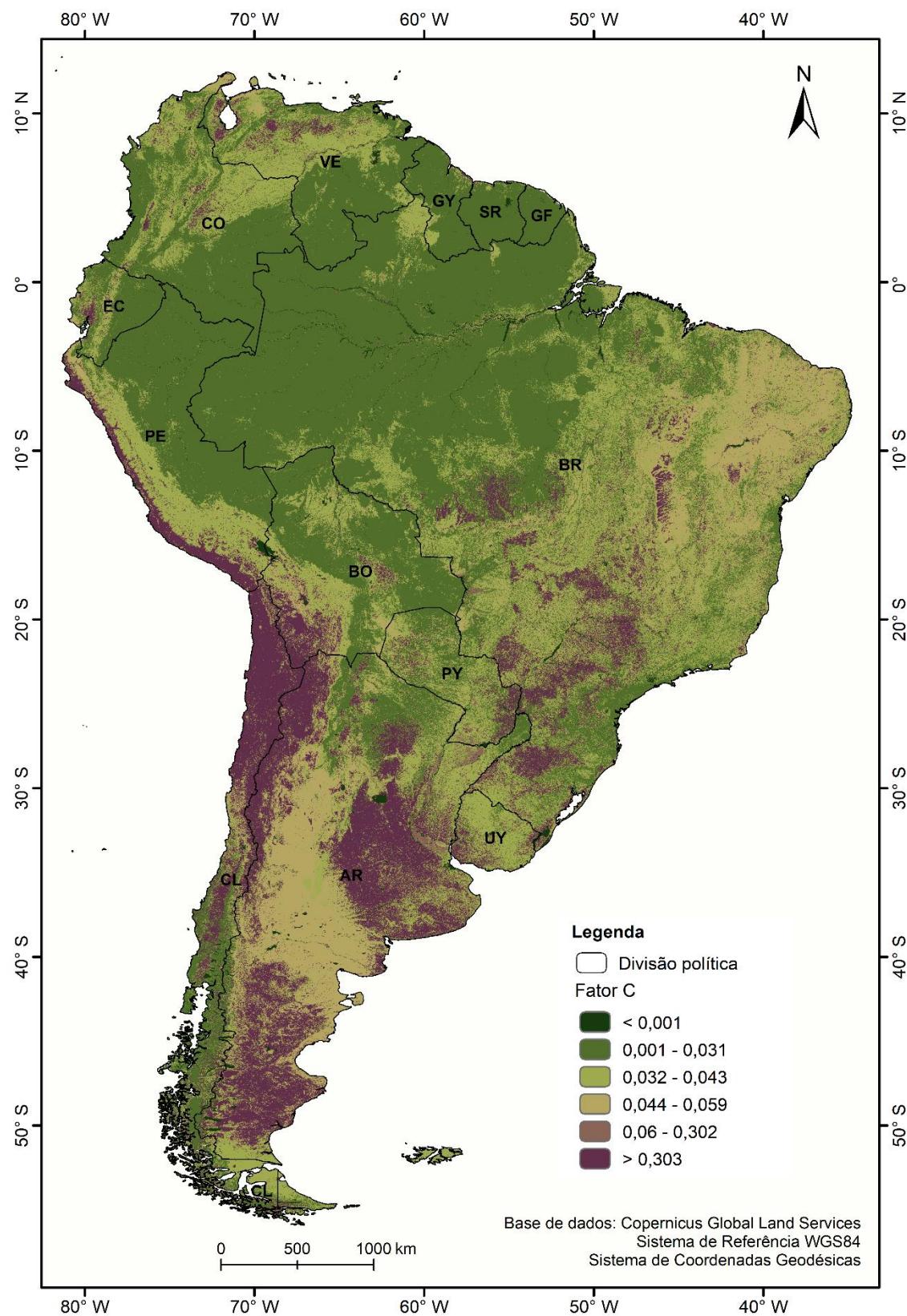
Número	País	Referência	Fator k observado	Fator k estimado
1	Brasil	Silva et al. (1997)	0,0090	0,0095
2	Brasil	Castro et al. (2011)	0,0031	0,0031
3	Brasil	Castro et al. (2011)	0,0042	0,0045
4	Brasil	Castro et al. (2011)	0,0027	0,0023
5	Brasil	Castro et al. (2011)	0,0567	0,0267
6	Brasil	Eduardo et al. (2013)	0,0106	0,0253
7	Brasil	Bertol et al. (2002)	0,0151	0,0150
8	Brasil	Schick et al. (2014)	0,0175	0,0150
9	Brasil	Bertol et al. (2007)	0,0110	0,0132
10	Brasil	Silva (1997)	0,0160	0,0133
11	Brasil	Silva et al. (2009)	0,0355	0,0289
12	Brasil	Batalha (2006)	0,0249	0,0243
13	Brasil	Albuquerque et al. (2005)	0,0130	0,0128
14	Brasil	Silva et al. (1986)	0,0020	0,0028
15	Brasil	Martins Filho e Pereira (1993)	0,0090	0,0081
16	Brasil	Mannigel et al. (2002)	0,0112	0,0222
17	Brasil	Mannigel et al. (2002)	0,0466	0,0265
18	Brasil	Mannigel et al. (2002)	0,0317	0,0262
19	Brasil	Mannigel et al. (2002)	0,0254	0,0244
20	Brasil	Mannigel et al. (2002)	0,0104	0,0246
21	Brasil	Bertoni e Lombardi Neto (1985)	0,0120	0,0247
22	Brasil	Hernani et al. (1997)	0,0040	0,0046
23	Brasil	Angulo (1983)	0,0220	0,0236
24	Brasil	Denardin (1990)	0,0210	0,0204
25	Brasil	Silva (1997)	0,0090	0,0091

26	Brasil	Távora et al. (1985)	0,0340	0,0350
27	Brasil	Fernandez Medina e Oliveira Júnior (1987)	0,0110	0,0122
28	Brasil	Chaves e Piau (2008)	0,0410	0,0331
29	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0390	0,0355
30	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0420	0,0405
31	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0370	0,0375
32	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0400	0,0382
33	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0330	0,0312
34	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0390	0,0394
35	Chile	Bonilla e Johnson (2012)	0,0300	0,0300
36	Colômbia	Ruppenthal et al. (1996)	0,0125	0,0178
37	Colômbia	Ruppenthal et al. (1996)	0,0090	0,0035
38	Colômbia	Rivera-Posada et al. (2010)	0,0100	0,0112
39	Colômbia	Rivera-Posada et al. (2010)	0,0020	0,0045
40	Colômbia	Rivera-Posada et al. (2010)	0,0010	0,0023
41	Colômbia	Rivera-Posada et al. (2010)	0,0020	0,0020
42	Peru	Correa et al. (2016)	0,0200	0,0256
43	Peru	Correa et al. (2016)	0,0400	0,0381
44	Peru	Correa et al. (2016)	0,0200	0,0248
45	Ecuador	Ochoa-Cuevas et al. (2013)	0,0360	0,0346
46	Ecuador	Ochoa-Cuevas et al. (2013)	0,0340	0,0343
47	Ecuador	Ochoa-Cuevas et al. (2013)	0,0350	0,0341
48	Venezuela	Andrade et al. (2010)	0,0300	0,0328
49	Venezuela	Andrade et al. (2010)	0,0060	0,0067
50	Venezuela	Andrade et al. (2010)	0,0450	0,0439
51	Argentina	Echevería et al. (2006)	0,0530	0,0422
52	Argentina	Echevería et al. (2006)	0,0400	0,0390
53	Argentina	D`Amario Fernández (2016)	0,0404	0,0380

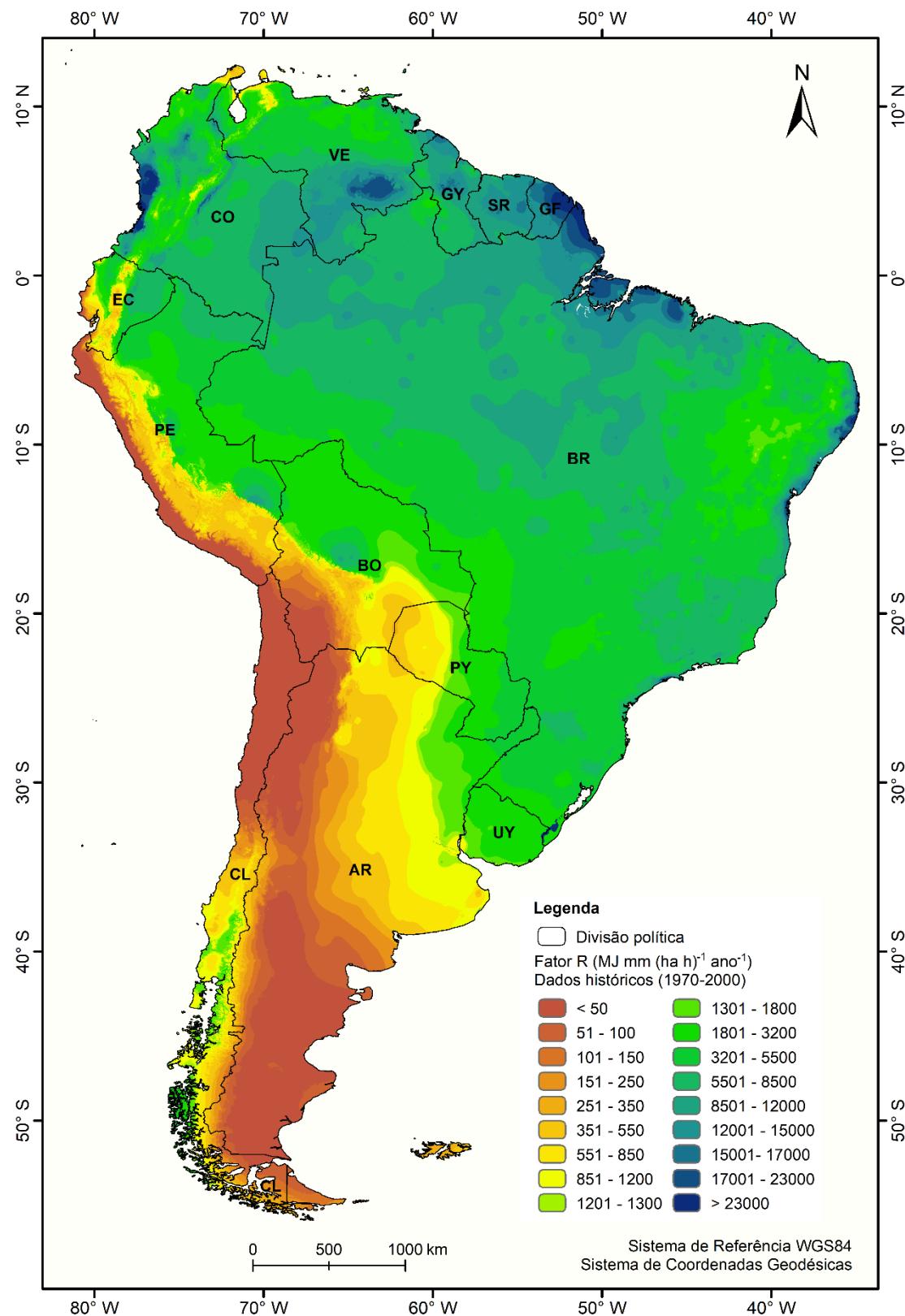
Apêndice B- Mapa do fator LS para América do Sul.



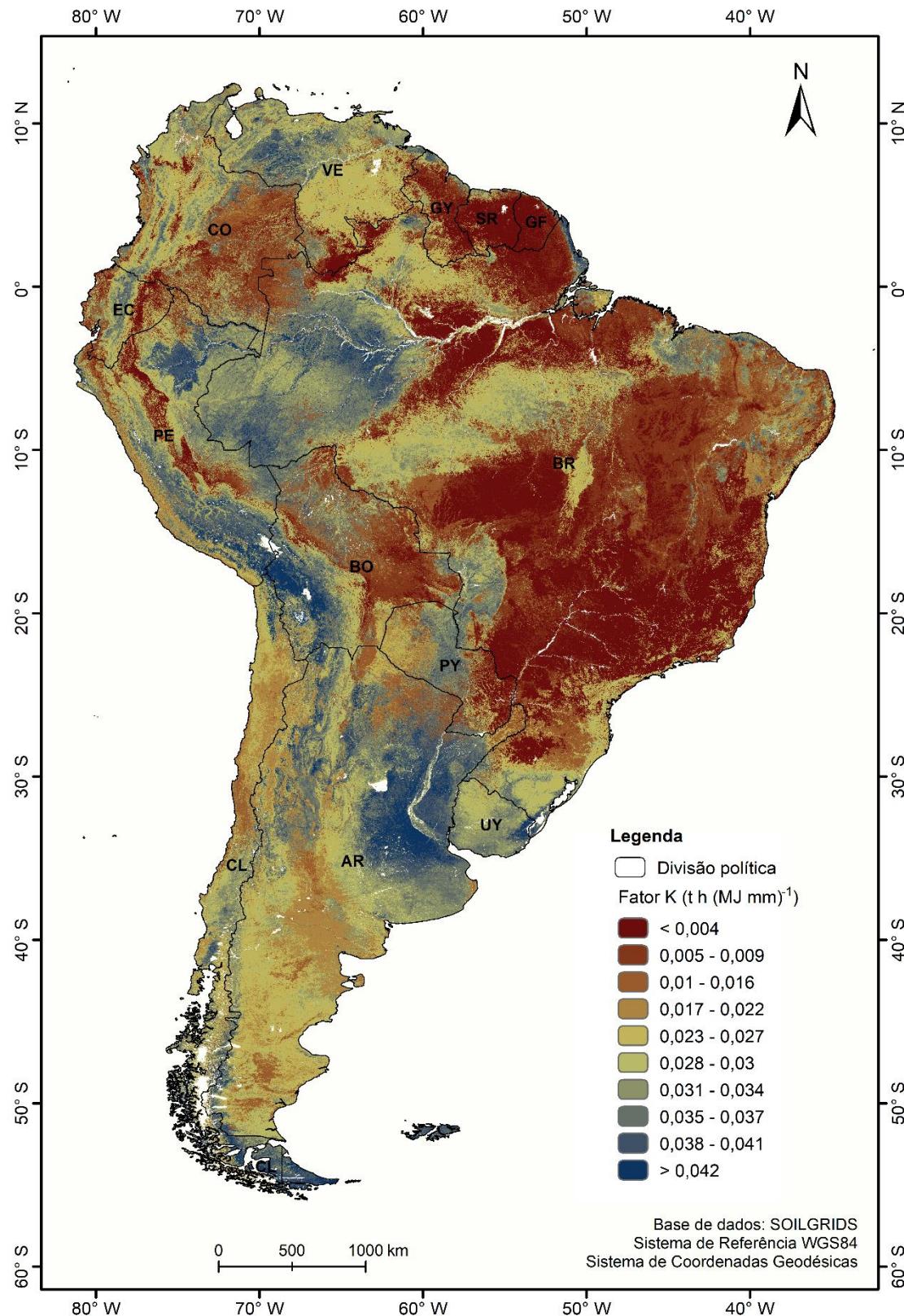
Apêndice C- Mapa do fator C para América do Sul.



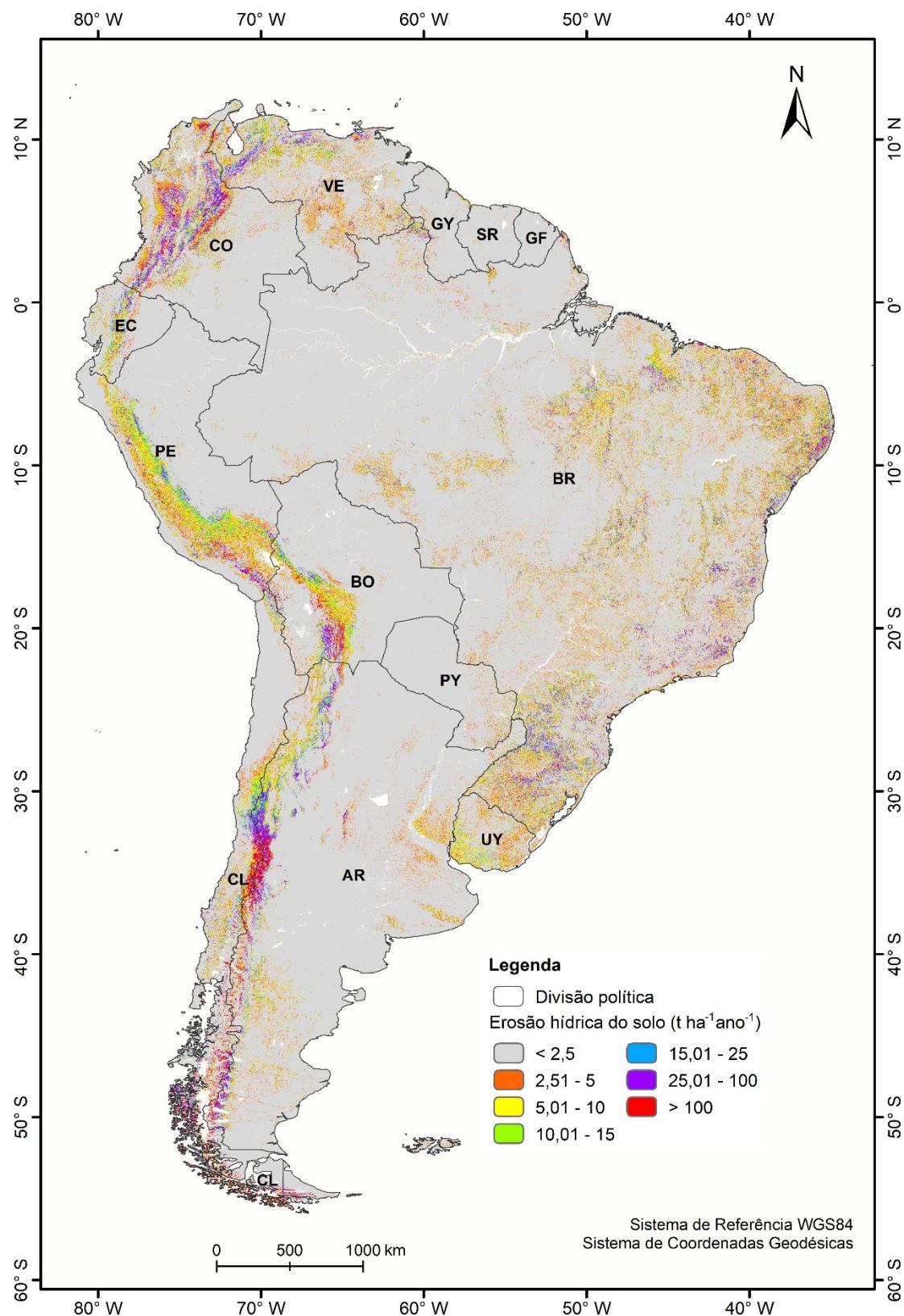
Apêndice D- Mapa do fator R (Baseline) para América do Sul.



Apêndice E- Mapa do fator K para América do Sul.



Apêndice F- Mapa de erosão hídrica do solo (Baseline) para América do Sul.



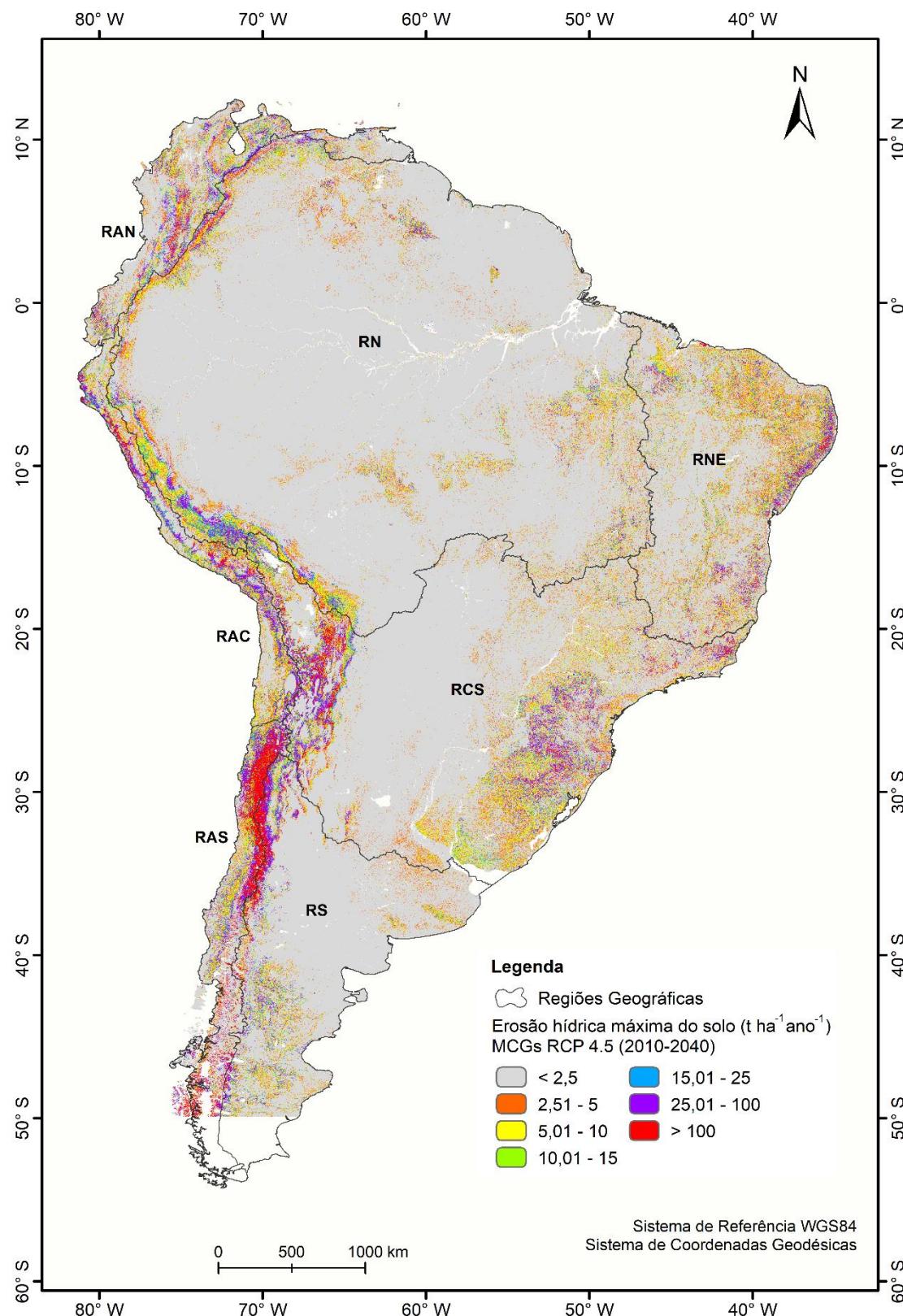
Apêndice G: Taxa de Entrega de Sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) para o tempo presente na América do Sul, distribuído em bacias hidrográficas.

Número	BACIA HIDROGRÁFICA	Área (ha)	Sedimento transportado médio ($t\ ano^{-1}$) *	Sedimento transportado médio ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Erosão média ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Taxa de Entrega de Sedimentos ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)
1	Costa caribenha	31119460,2	522730,5	0,02	7,80	0,0022
2	Magdalena	25963133,7	7872867,5	0,3	14,17	0,0214
3	Orinoco	97477104,3	9063593,9	0,09	5,07	0,0183
4	Nordeste da América do Sul - Costa do Atlântico	56141240,8	182963,7	0,003	0,47	0,0069
5	Amazonas	597078206,4	18048894,3	0,03	1,30	0,0232
6	Tocantins-Araguaia	91566184,1	566997,4	0,006	2,35	0,0026
7	Nordeste Ocidental do Brasil - Costa do Atlântico	27175064,5	220631,7	0,008	3,61	0,0022
8	Parnaíba	33164292,5	132723,8	0,004	2,21	0,0018
9	Leste do Nordeste do Brasil - Costa do Atlântico Sul	28587680,9	1792,0	0,00006	7,20	0,00001
10	São Francisco	63515279,7	1373853,4	0,02	2,03	0,0106
11	La Plata	301678996,9	5386228,4	0,02	2,35	0,0076
12	Norte da Argentina - Costa do Atlântico Sul	22407608,0	5386228,4	0,2	0,87	0,2773
13	América do Sul - Colorado	37386345,7	105631,7	0,003	7,77	0,0004
14	Negro	16265817,6	407639,7	0,03	6,79	0,0037
15	Argentina do Sul - Costa do Atlântico	48417954,1	25809,1	0,001	1,74	0,0003
16	Terras Altas da Patagônia Central	12129365,6	10,3	0,000001	0,57	0,000001
17	Colômbia - Equador - Costa do Pacífico	20813395,2	2362503,8	0,1	7,90	0,0144
18	Peru, Costa do Pacífico	29093930,0	226812,5	0,008	8,15	0,0010
19	Norte do Chile - Costa do Pacífico	26803678,9	51904,8	0,002	5,27	0,0004
20	Chile do Sul - Costa do Pacífico	46978644,3	4325232,7	0,09	35,97	0,0026

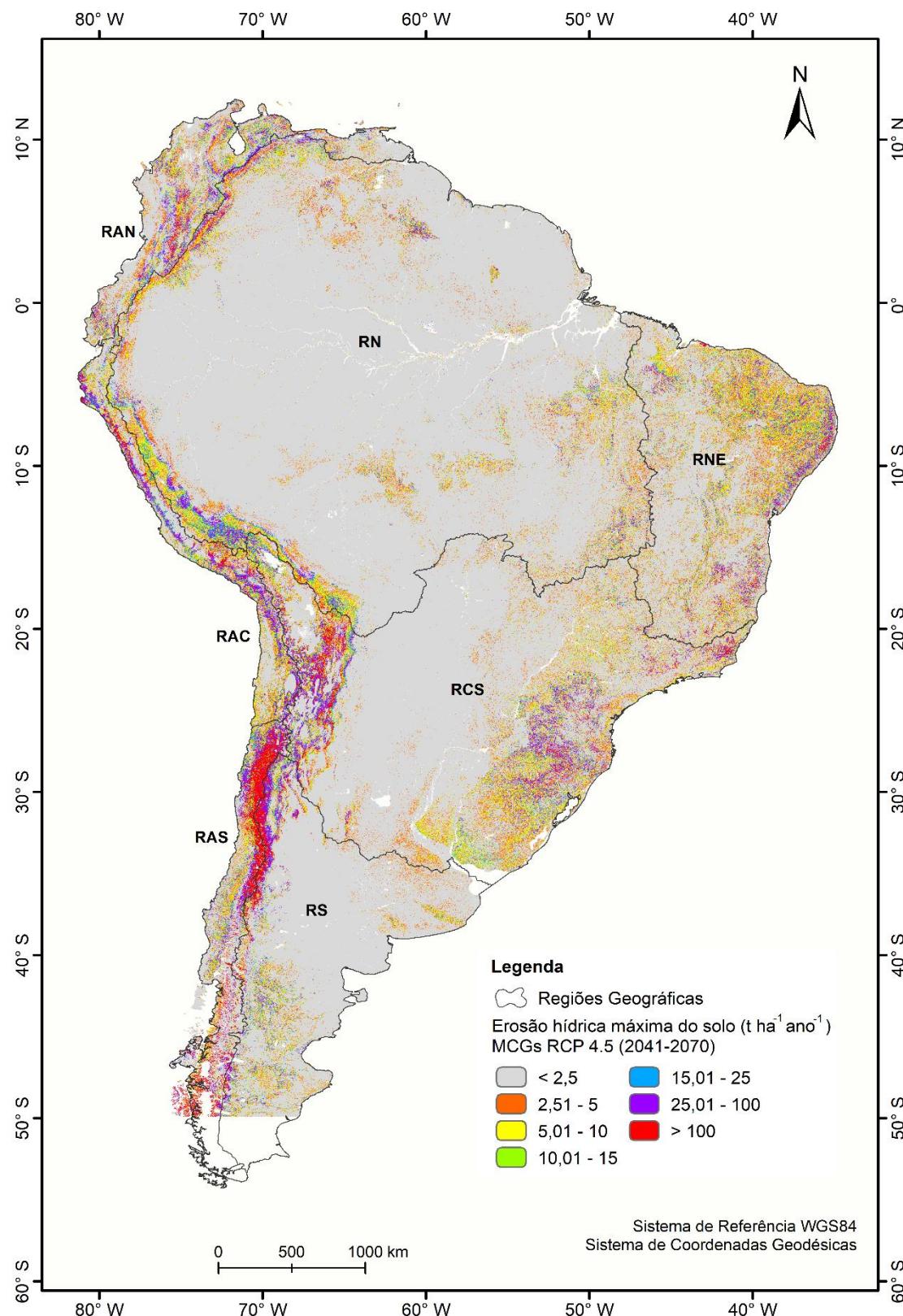
21	La Puna Región	34888994,5	989,8	0,00003	3,06	0,00001
22	Salinas Grandes	17718742,0	35784,5	0,002	1,89	0,0011
23	Mar Chiquita	12971526,0	297659,2	0,02	0,86	0,0266
24	Região dos Pampas	17561026,1	3510,7	0,0002	0,46	0,0004
25	Leste do Brasil - Costa do Atlântico	37317237,2	46267,3	0,001	4,67	0,0003
26	Sudeste do Brasil - Costa do Atlântico	22893412,7	574011,4	0,03	5,11	0,0049
27	Sul do Brasil - Costa do Atlântico	22825261,7	386230,4	0,02	5,66	0,0030

*Fonte: Adaptado de Fagundes *et al.* (2021). Disponível em: <https://data.mendeley.com/datasets/k7c5482fsm/1>.

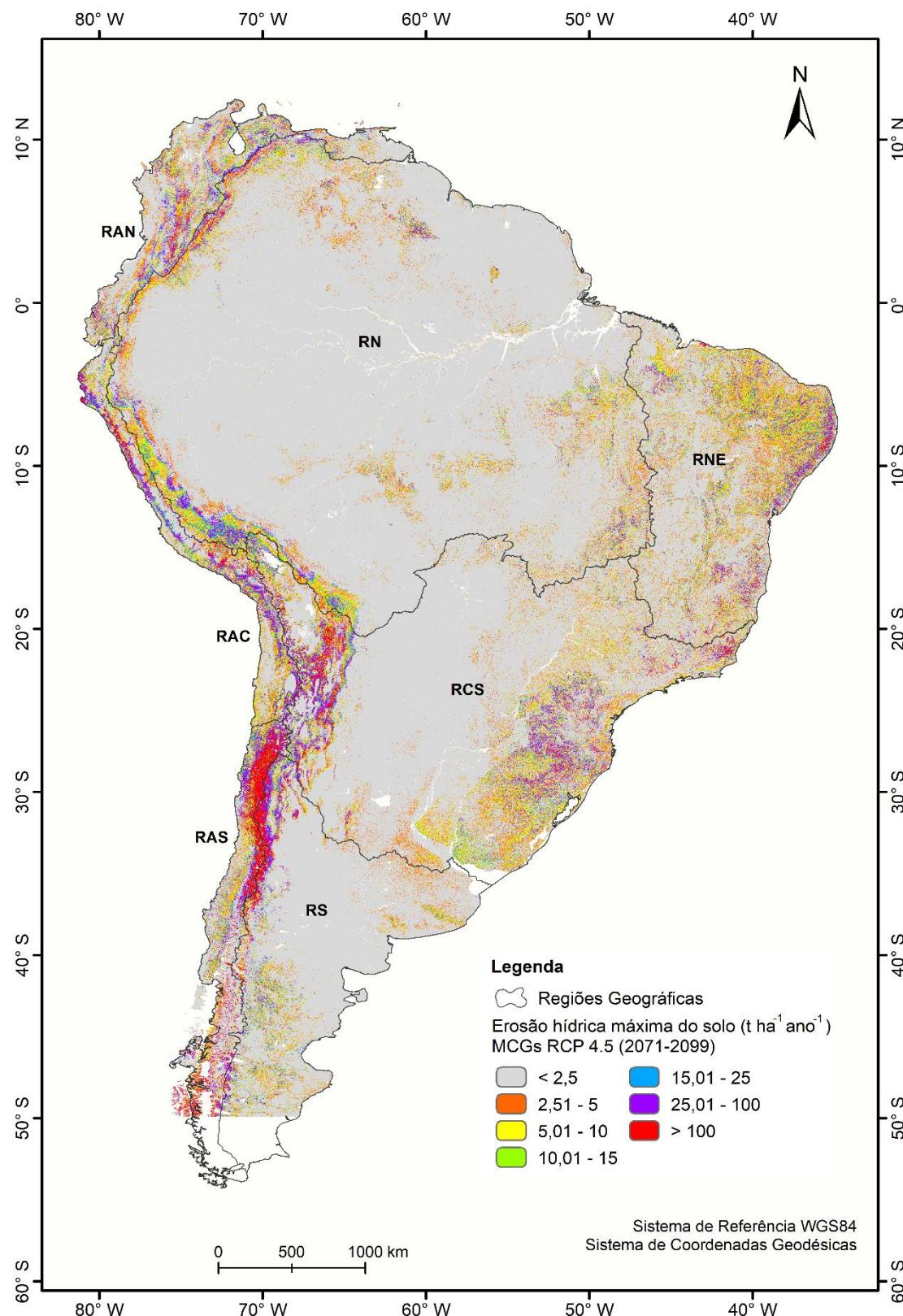
Apêndice H: Mapa da erosão hídrica máxima RCP 4.5 (2010 - 2040) para AS.



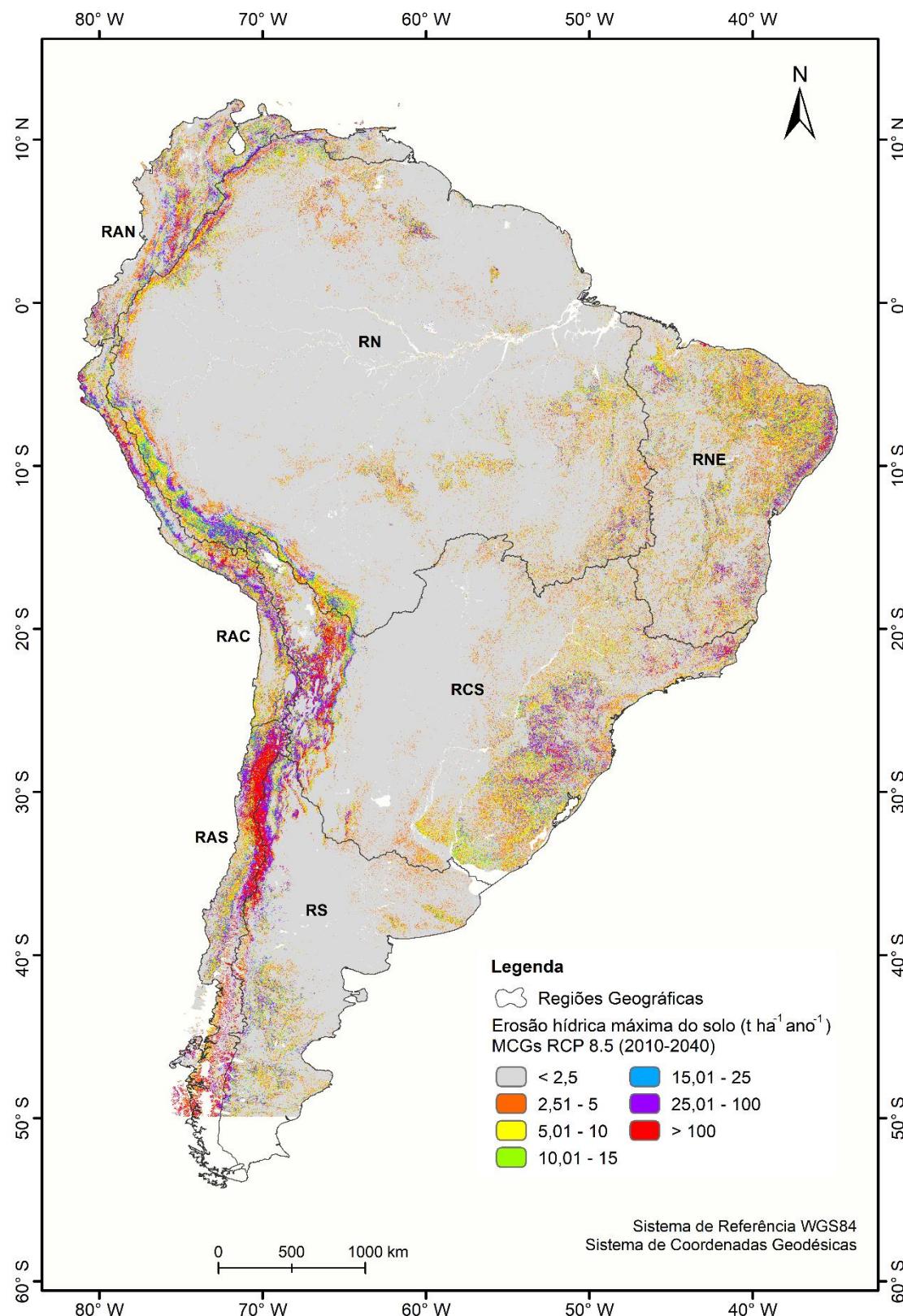
Apêndice I: Mapa da erosão hídrica máxima RCP 4.5 (2041 - 2070) para AS.



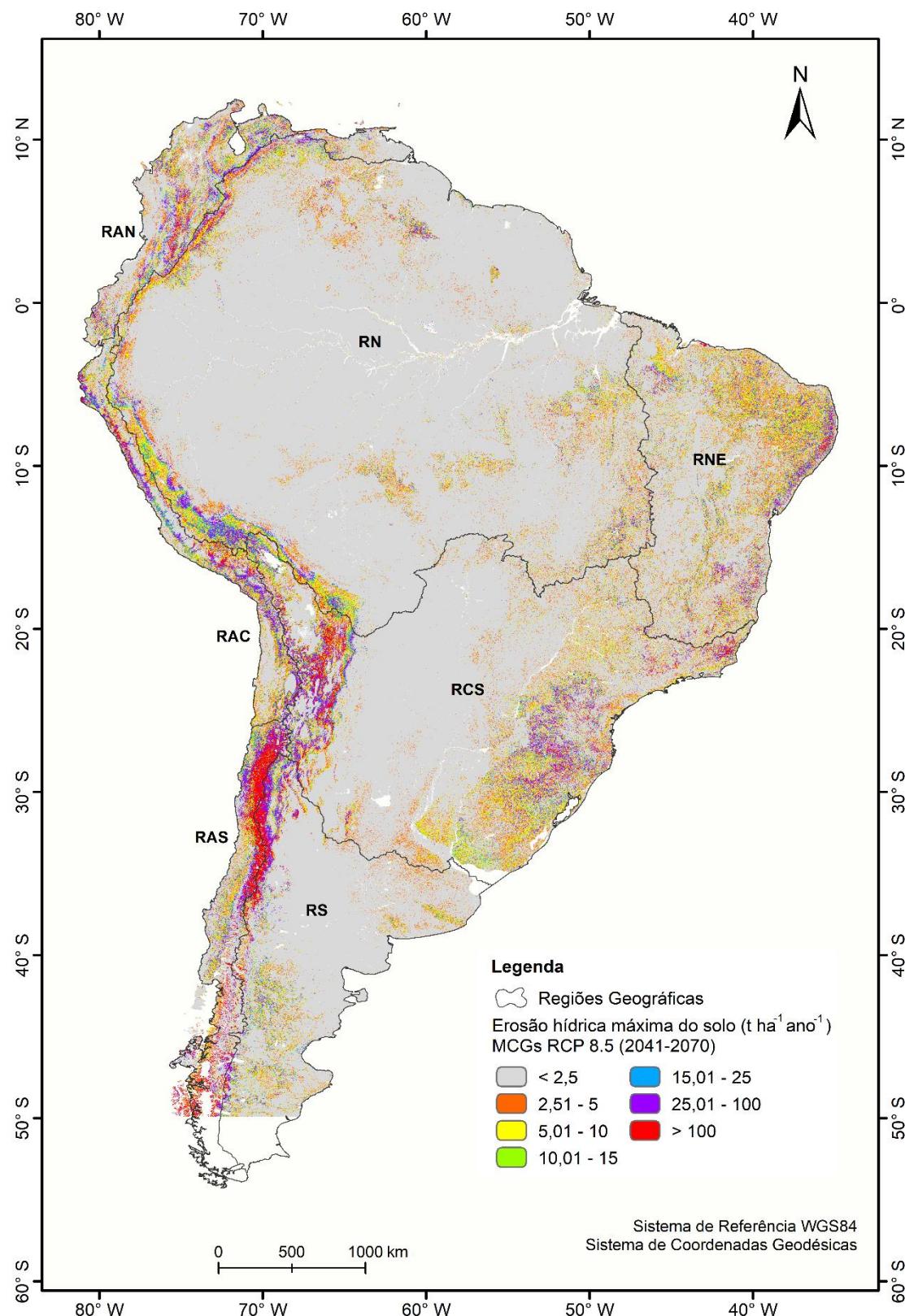
Apêndice J Mapa da erosão hídrica máxima RCP 4.5 (2071 - 2099) para AS.



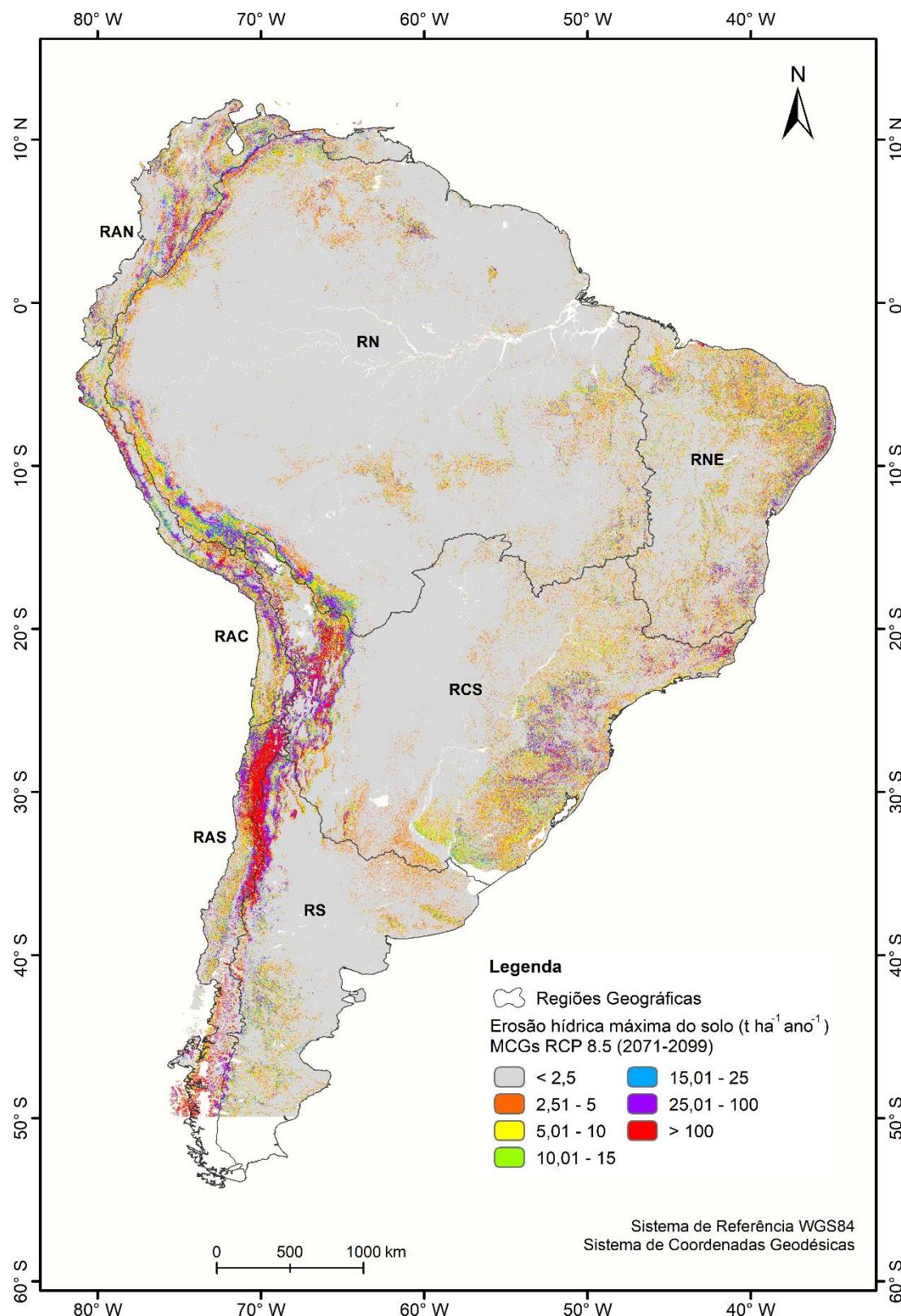
Apêndice K: Mapa da erosão hídrica máxima RCP 8.5 (2010 - 2040) para AS.



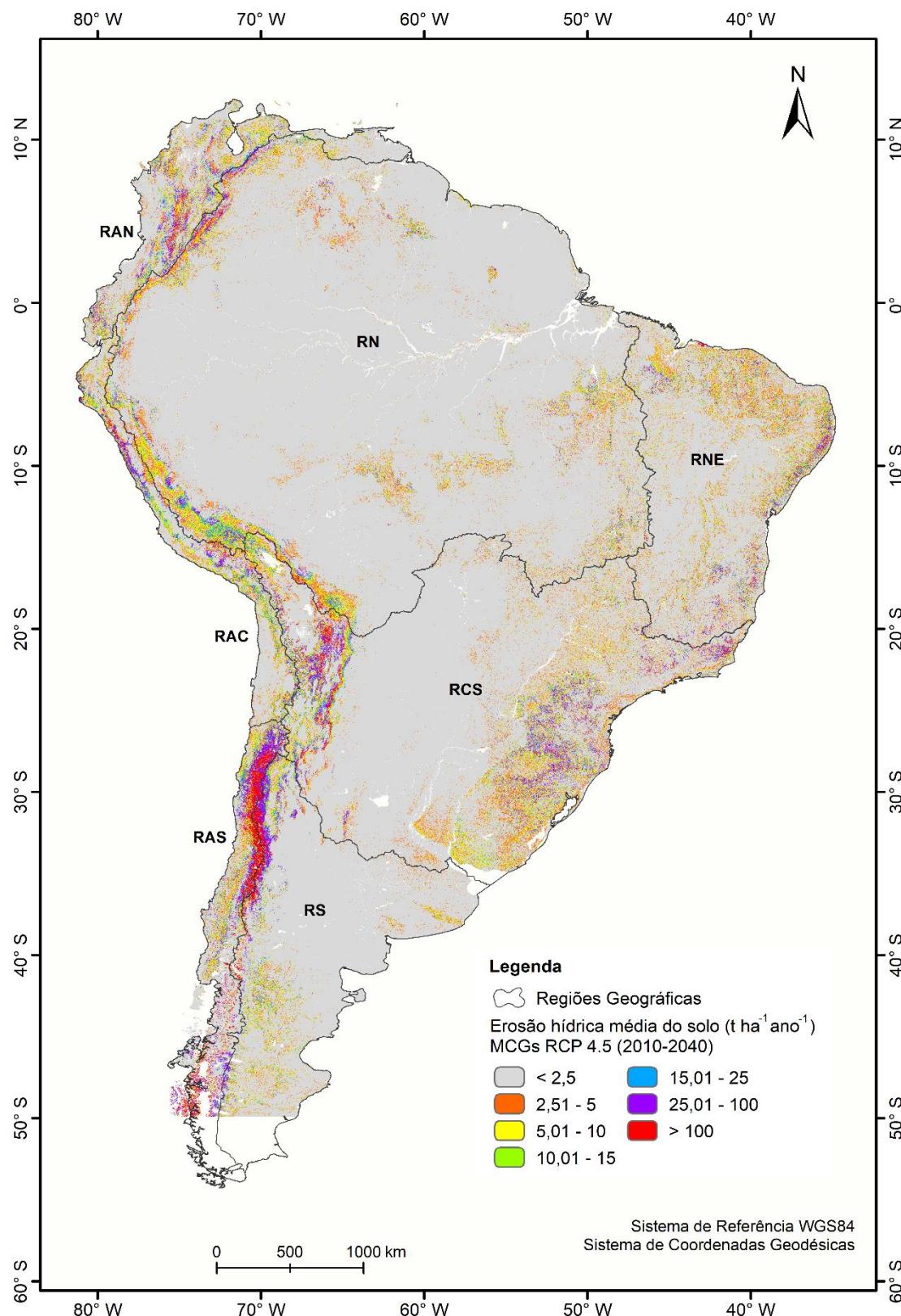
Apêndice L: Mapa da erosão hídrica máxima RCP 8.5 (2041 - 2070) para AS.



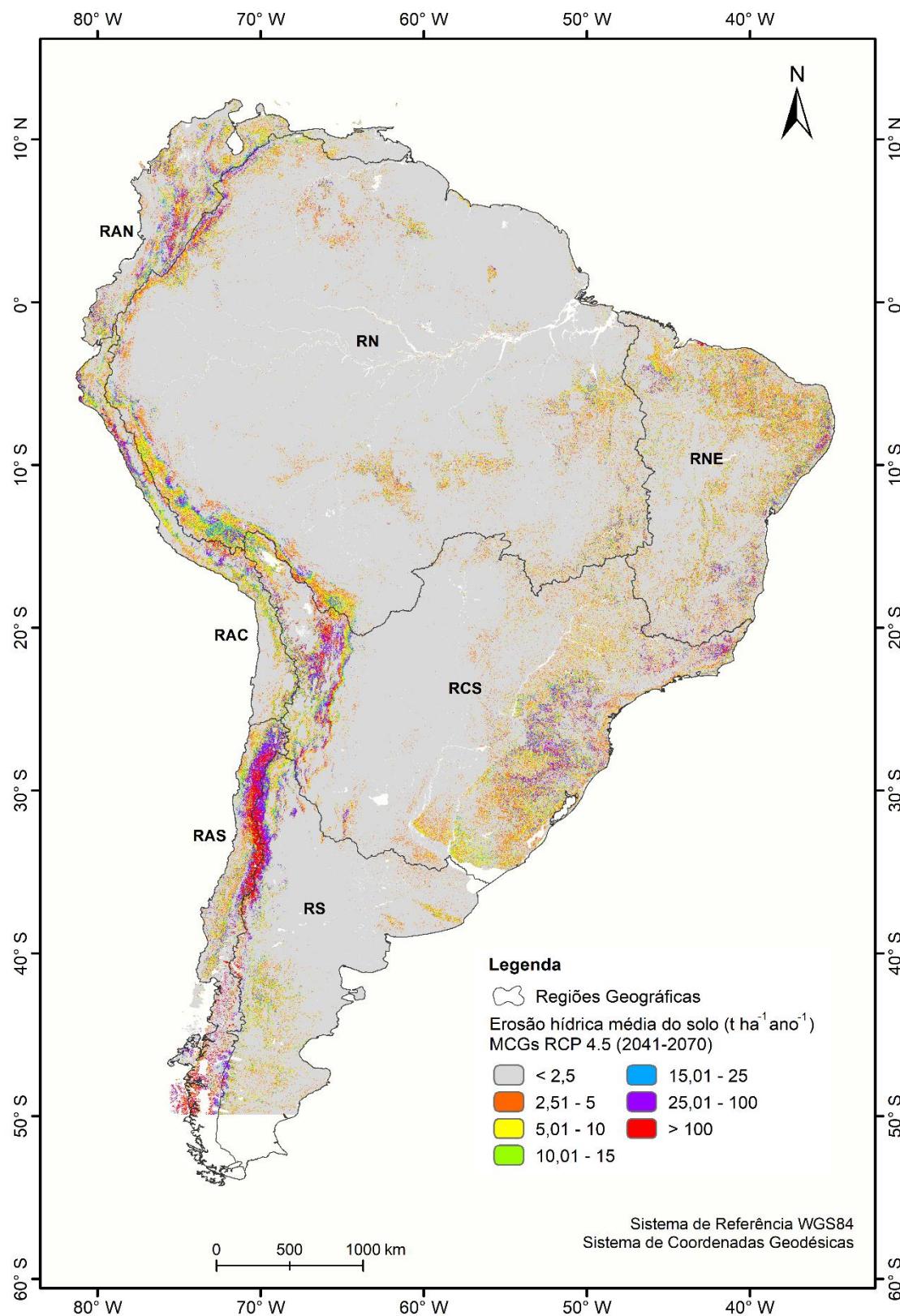
Apêndice M: Mapa da erosão hídrica máxima RCP 8.5 (2071 - 2099) para AS.



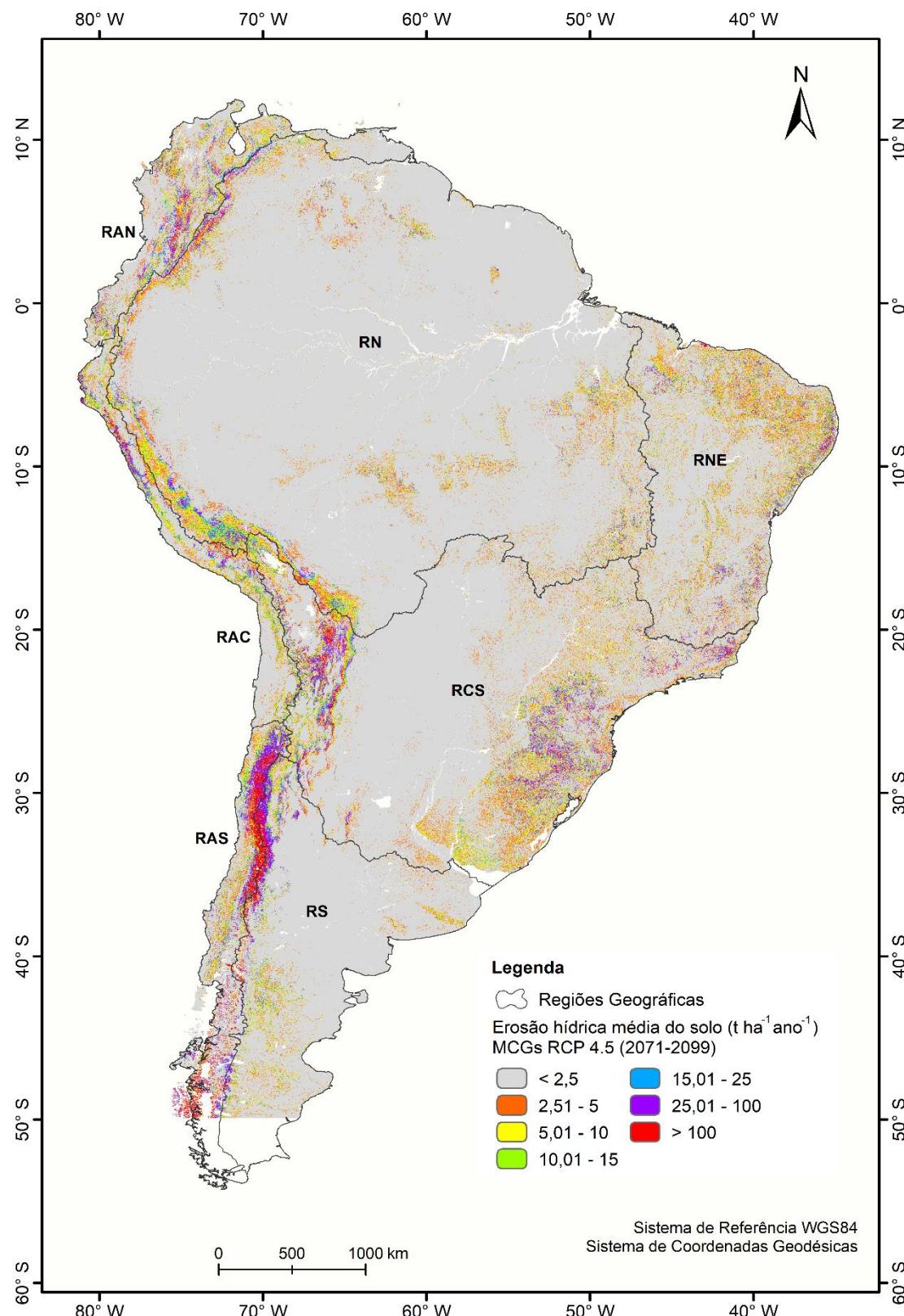
Apêndice N: Mapa da erosão hídrica média RCP 4.5 (2010 - 2040) para AS.



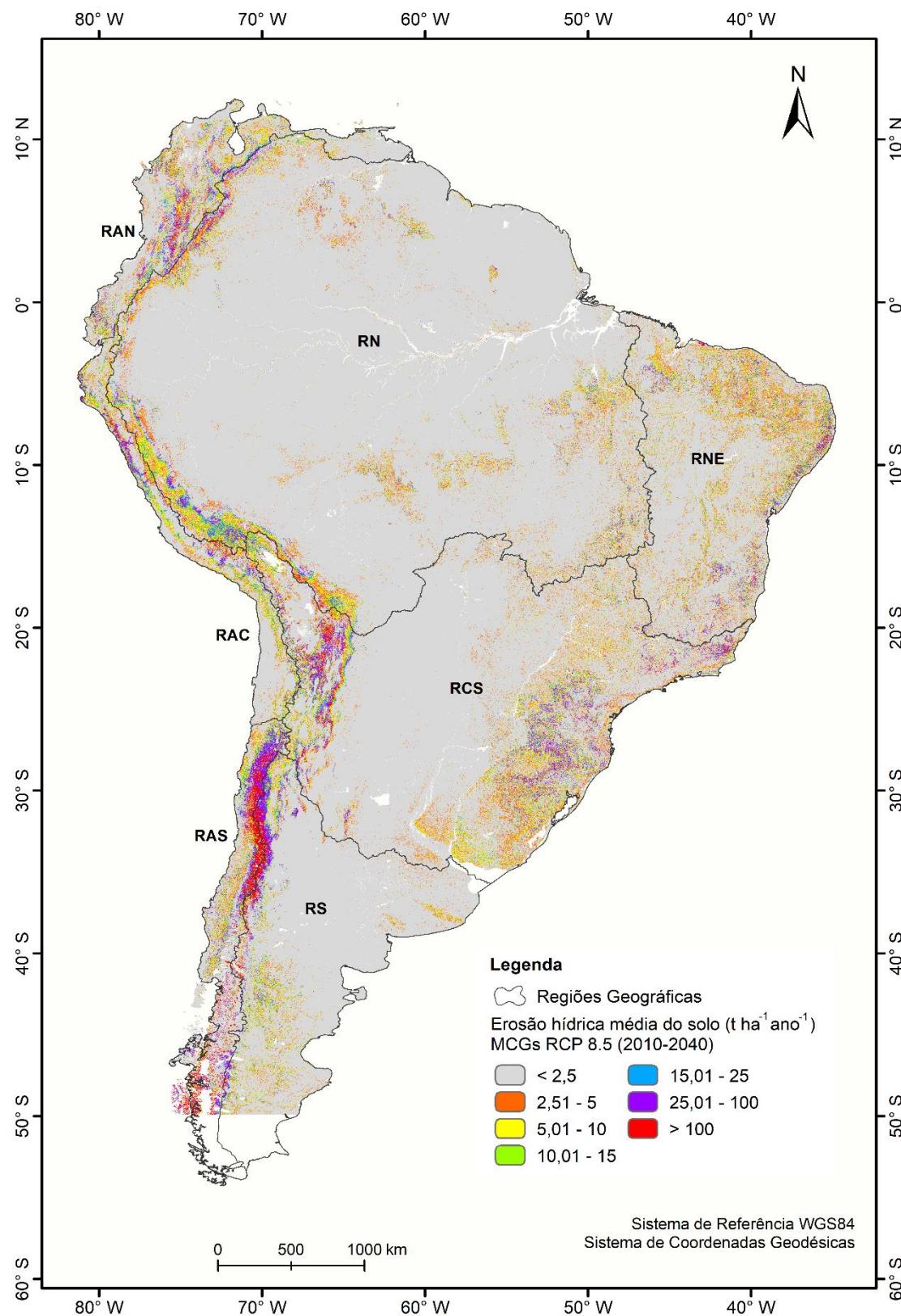
Apêndice O: Mapa da erosão hídrica média RCP 4.5 (2041 - 2070) para AS.



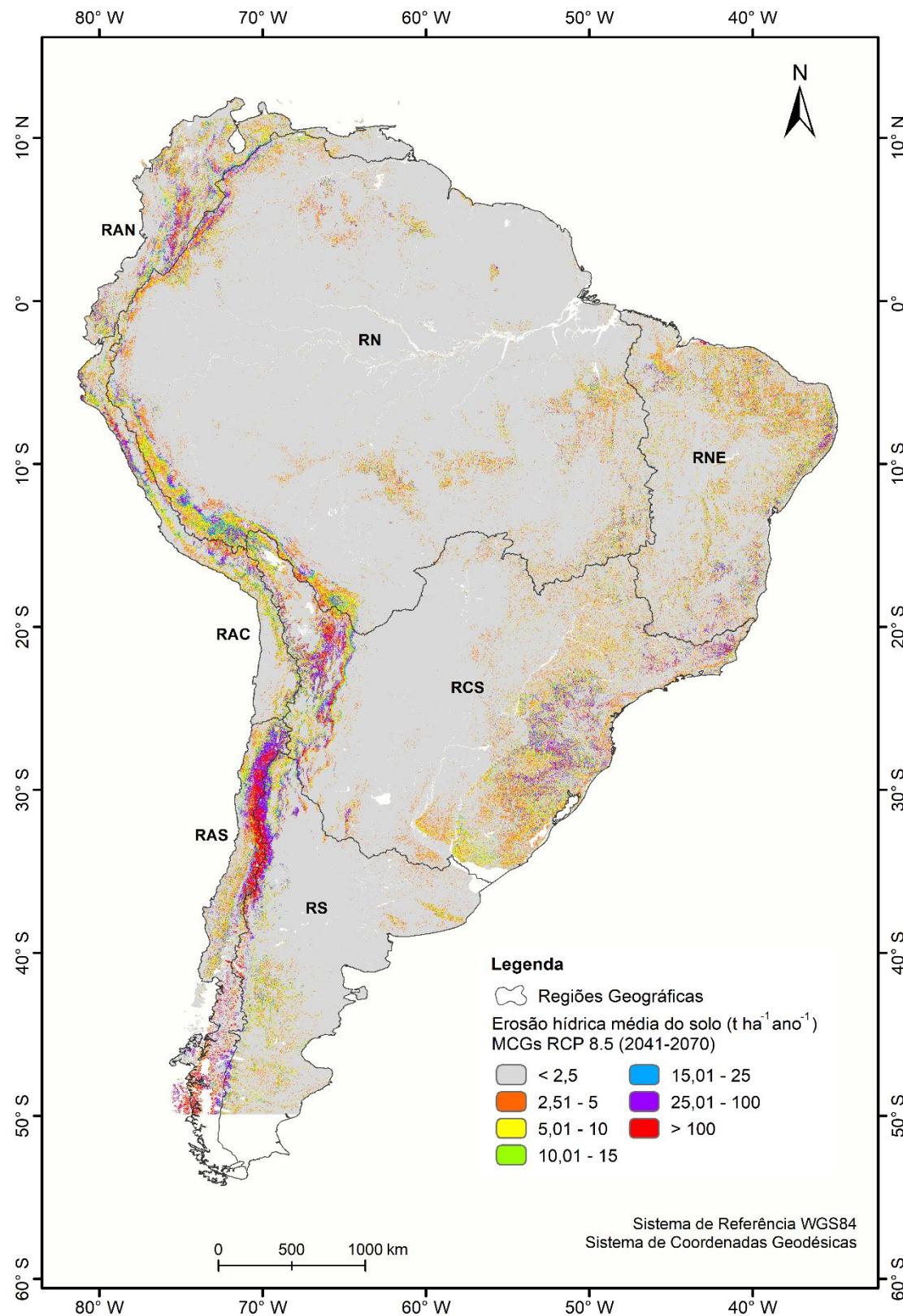
Apêndice P: Mapa da erosão hídrica média RCP 4.5 (2071 - 2099) para AS.



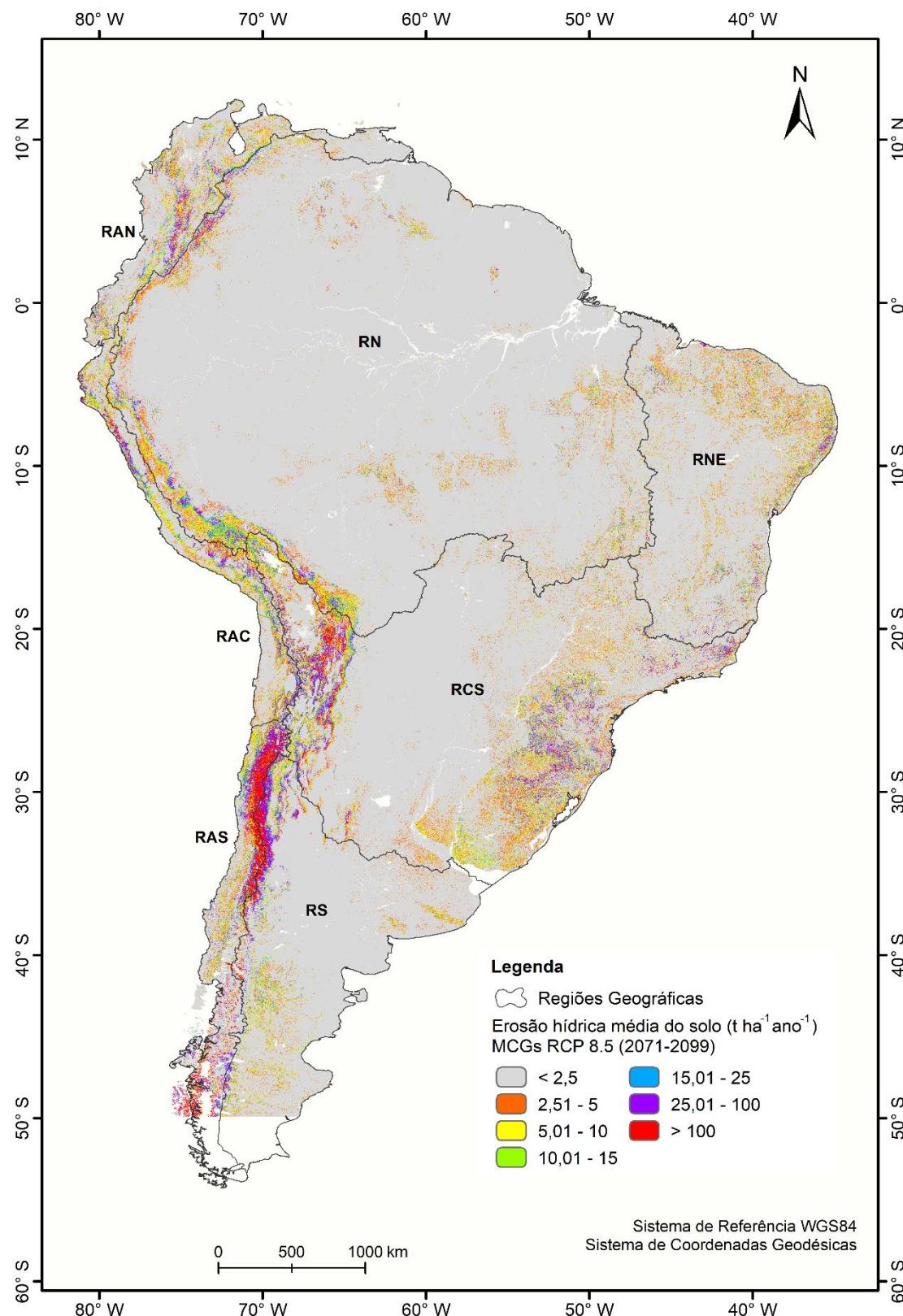
Apêndice Q: Mapa da erosão hídrica média RCP 8.5 (2010 - 2040) para AS.



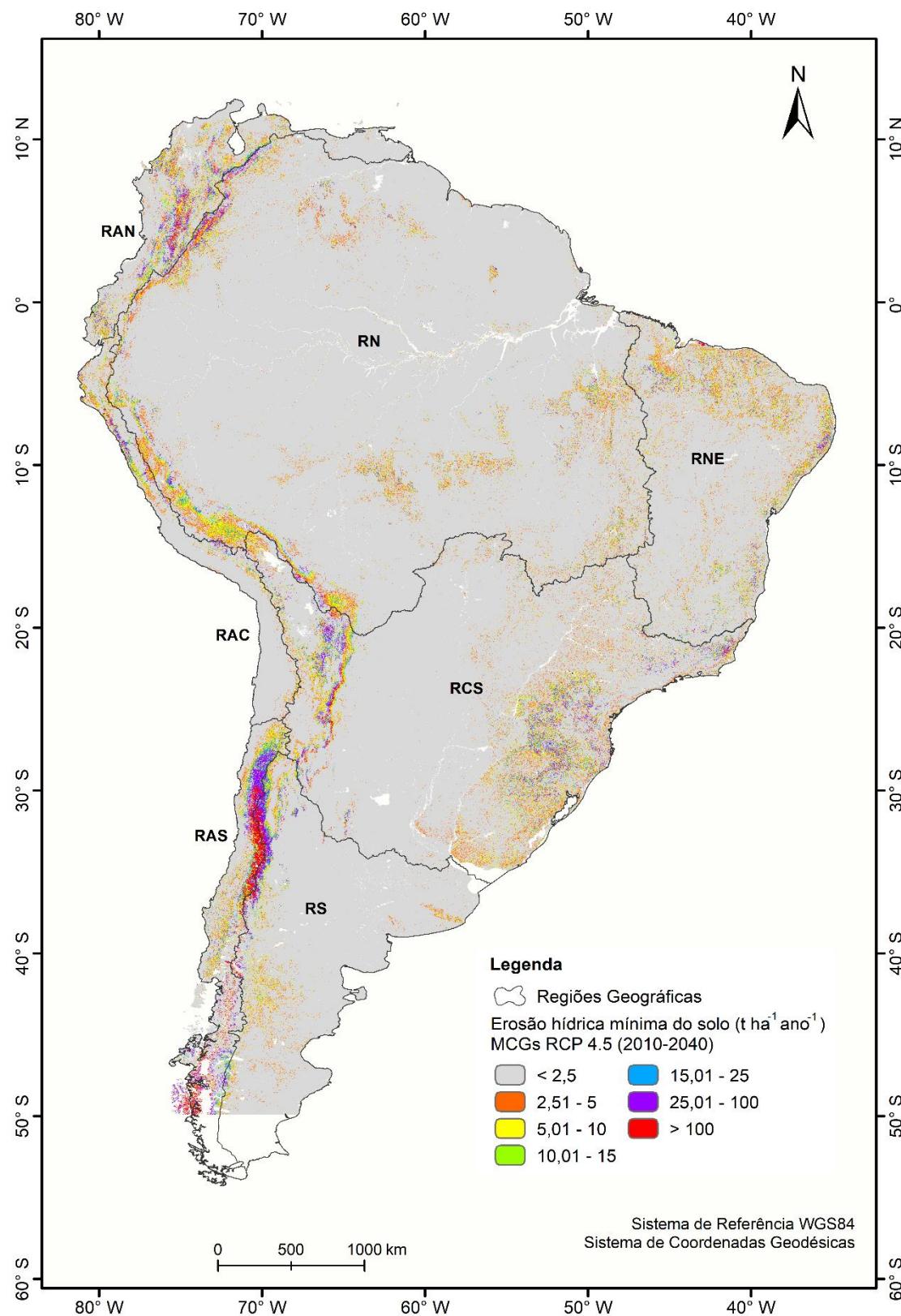
Apêndice R: Mapa da erosão hídrica média RCP 8.5 (2041 - 2070) para AS.



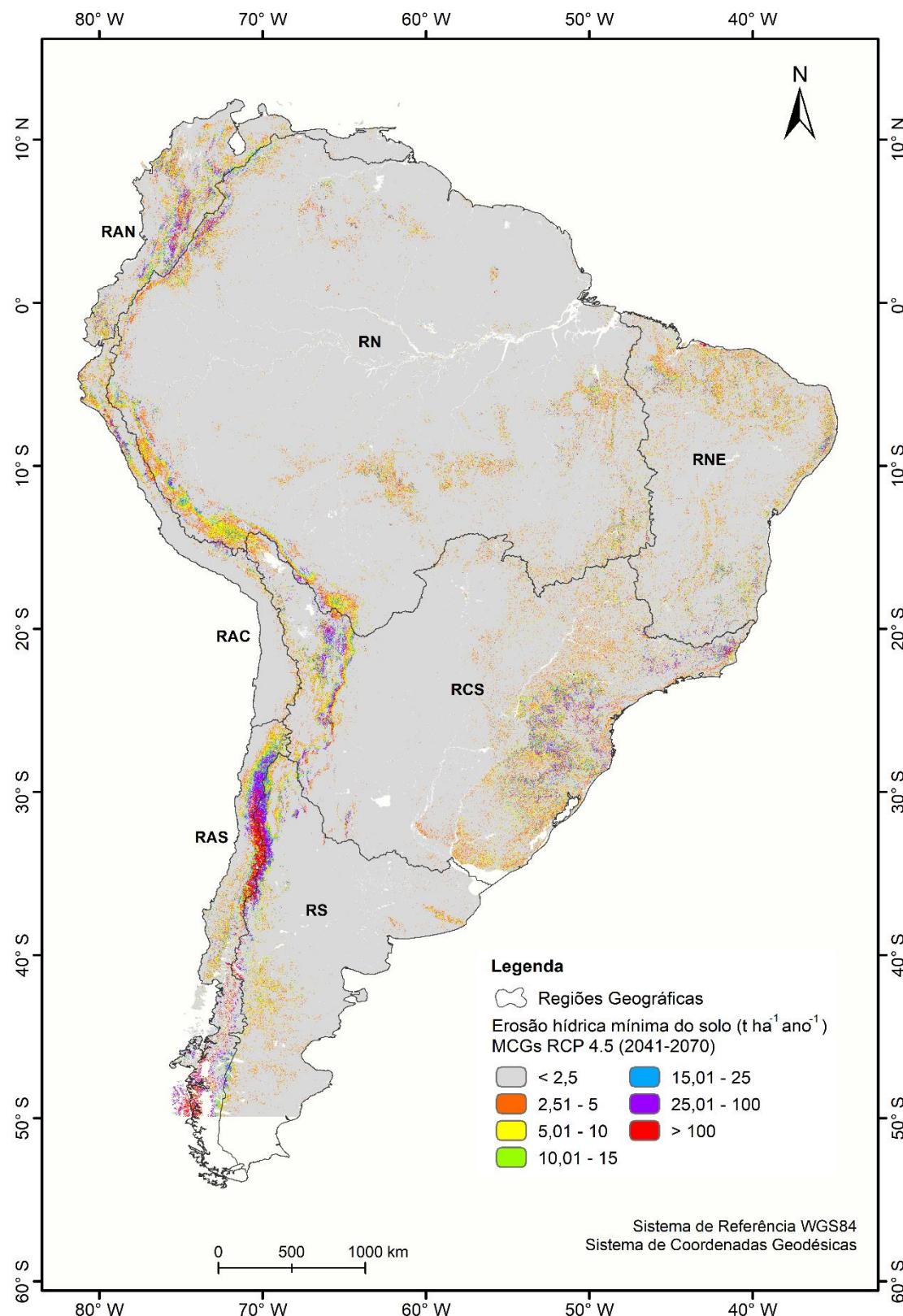
Apêndice S: Mapa da erosão hídrica média RCP 8.5 (2071 - 2099) para AS.



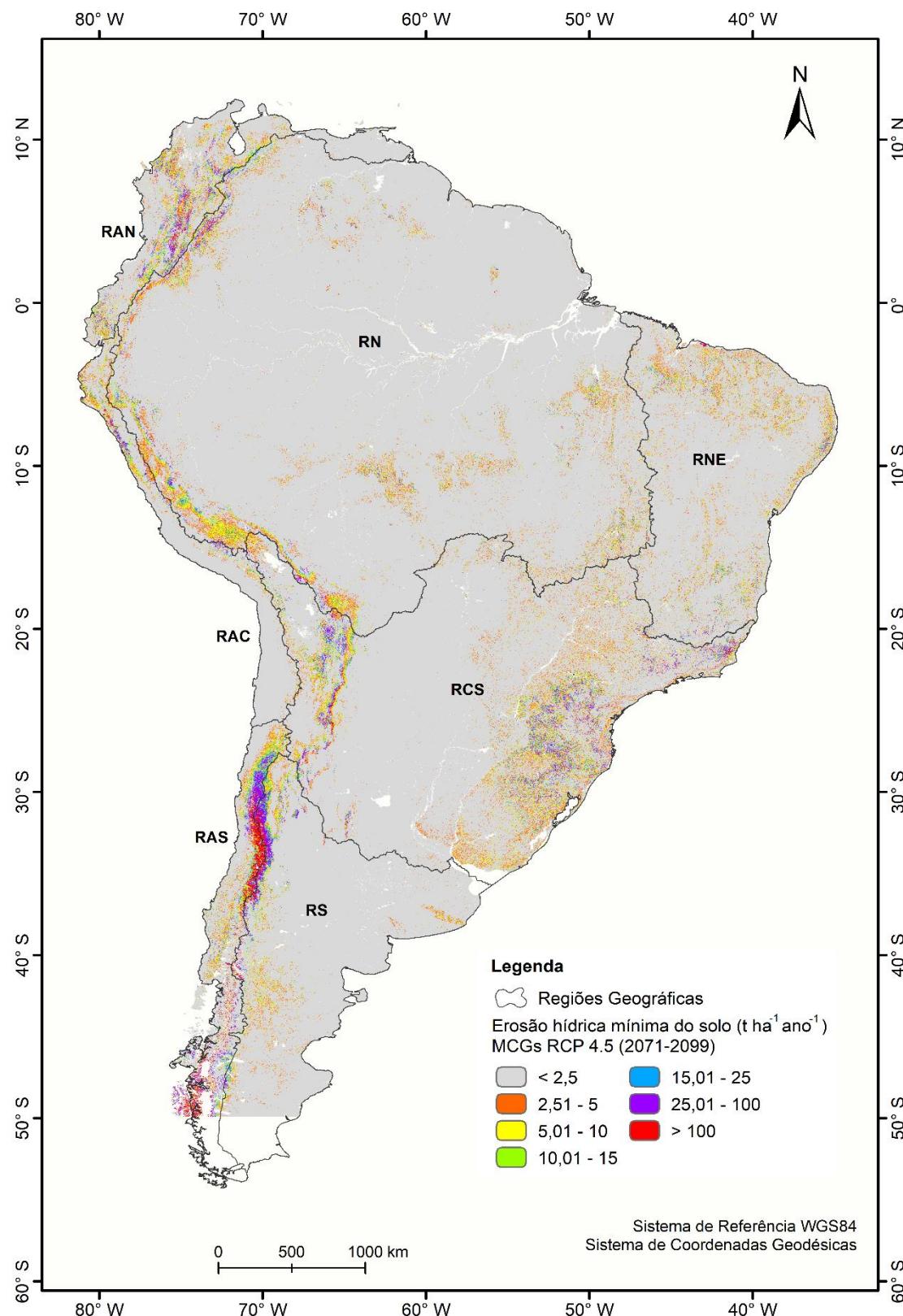
Apêndice T: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 4.5 (2010 - 2040) para AS.



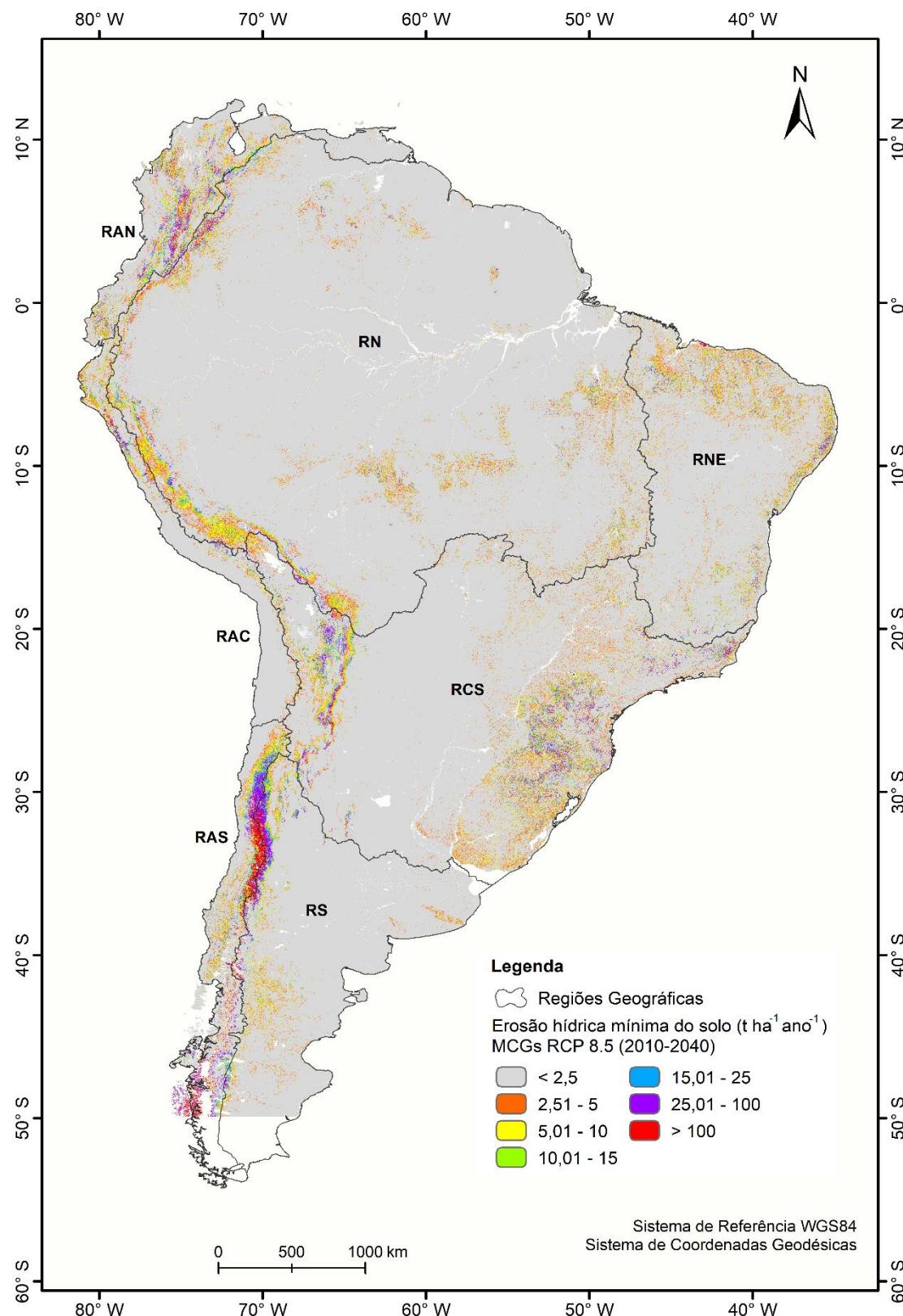
Apêndice U: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 4.5 (2041 - 2070) para AS.



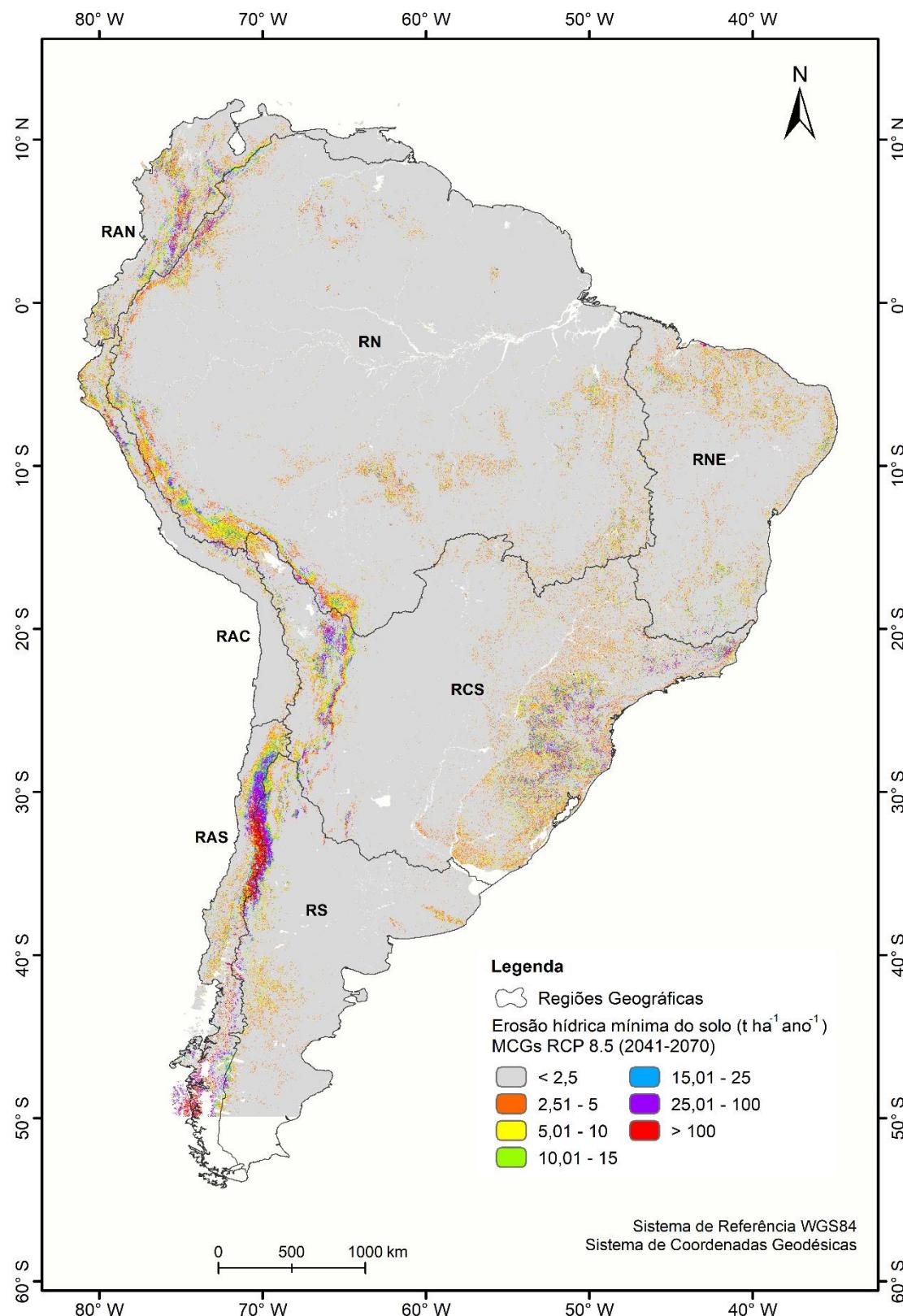
Apêndice V: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 4.5 (2071 - 2099) para AS.



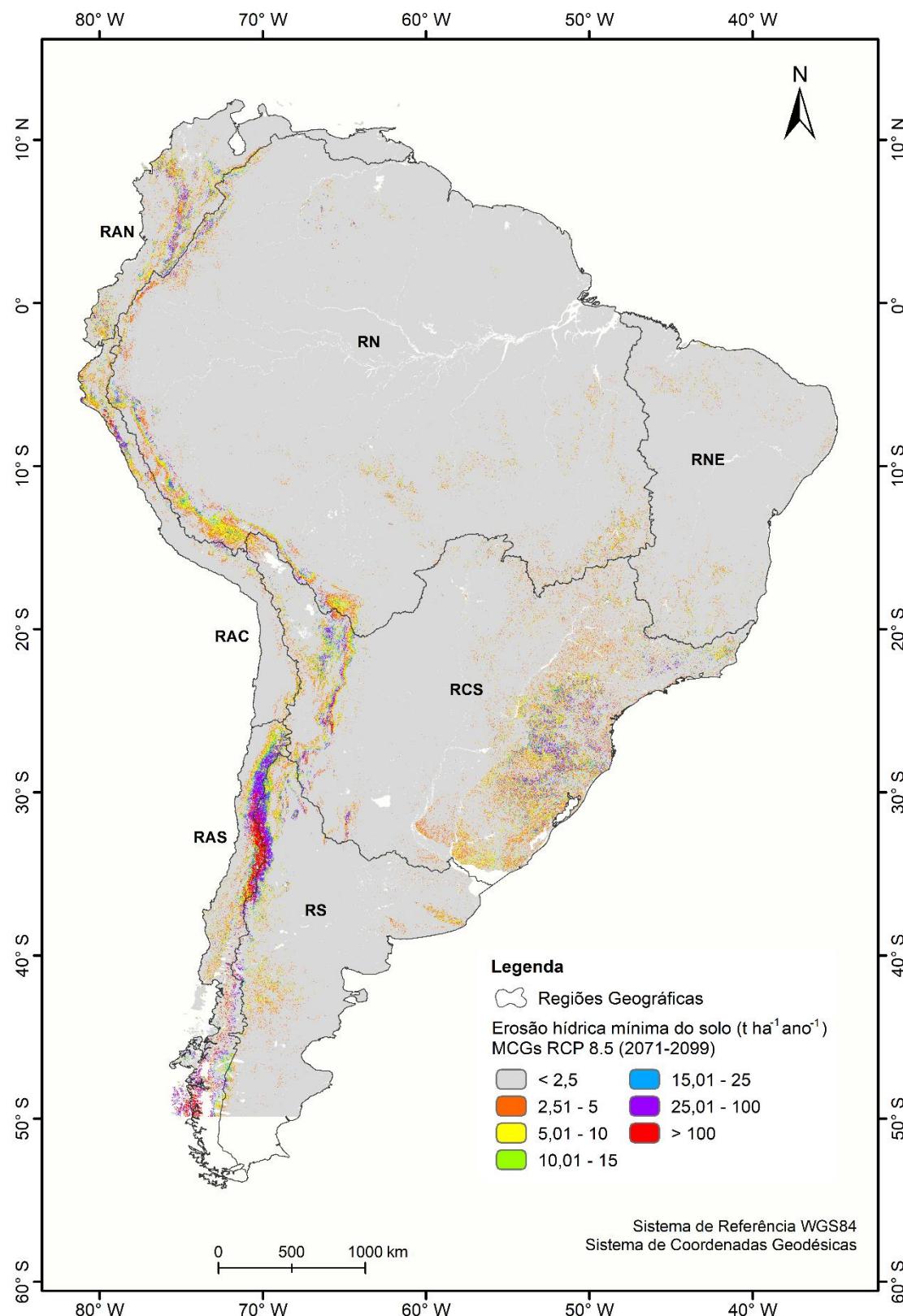
Apêndice W: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 8.5 (2010 - 2040) para AS.



Apêndice X: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 8.5 (2041 - 2070) para AS.



Apêndice Y: Mapa da erosão hídrica mínima RCP 8.5 (2071 - 2099) para AS.



Apêndice Z: Classes de solo, estrutura e permeabilidade utilizados para determinar o fator K para a AS.

Número	Classe de Solo (WRB)*	Estrutura	Permeabilidade
1	Haplic Acrisols	4	4
2	Haplic Acrisols (Alumic)	4	4
3	Haplic Acrisols (Ferric)	4	4
4	Haplic Acrisols (Humic)	4	4
5	Plinthic Acrisols	4	4
6	Haplic Albeluvisols	4	4
7	Haplic Alisols	4	4
8	Aluandic Andosols	4	3
9	Haplic Andosols	4	3
10	Vitric Andosols	3	2
11	Albic Arenosols	3	1
12	Ferralsic Arenosols	2	2
13	Haplic Arenosols	3	1
14	Haplic Arenosols (Calcaric)	3	2
15	Hypoluvic Arenosols	3	2
16	Protic Arenosols	3	1
17	Haplic Calcisols	4	3
18	Luvic Calcisols	4	3
19	Petric Calcisols	4	3
20	Endogleyic Cambisols	4	5
21	Ferralsic Cambisols	4	5
22	Haplic Cambisols	4	5
23	Haplic Cambisols (Calcaric)	4	5
24	Haplic Cambisols (Chromic)	4	5
25	Haplic Cambisols (Dystric)	4	5
26	Haplic Cambisols (Eutric)	4	5
27	Haplic Cambisols (Humic)	4	5
28	Haplic Cambisols (Sodic)	4	5
29	Leptic Cambisols	4	5
30	Vertic Cambisols	4	5
31	Calcic Chernozems	4	3
32	Haplic Chernozems	4	3
33	Luvic Chernozems	4	3
34	Haplic Cryosols	4	3
35	Petric Durisols	4	2
36	Acric Ferralsols	2	1
37	Haplic Ferralsols	1	1
38	Haplic Ferralsols (Rhodic)	1	1
39	Haplic Ferralsols (Xanthic)	2	1
40	Umbric Ferralsols	2	2
41	Haplic Fluvisols	2	3
42	Haplic Fluvisols (Calcaric)	2	3
43	Haplic Fluvisols (Dystric)	2	3
44	Haplic Fluvisols (Eutric)	2	3
45	Haplic Gleysols	4	5
46	Haplic Gleysols (Dystric)	4	5
47	Haplic Gleysols (Eutric)	4	5
48	Mollic Gleysols	4	5
49	Umbric Gleysols	4	5
50	Calcic Gypsisols	4	4
51	Haplic Gypsisols	4	3

52	Calcic Histosols	4	6
53	Cryic Histosols	4	6
54	Fibric Histosols	4	6
55	Hemic Histosols	4	6
56	Sapric Histosols	4	6
57	Calcic Kastanozems	4	3
58	Haplic Kastanozems	4	3
59	Haplic Leptosols	2	2
60	Haplic Leptosols (Eutric)	2	2
61	Lithic Leptosols	2	2
62	Mollic Leptosols	3	2
63	Rendzic Leptosols	3	2
64	Haplic Lixisols	1	1
65	Haplic Lixisols (Chromic)	1	2
66	Haplic Lixisols (Ferric)	1	1
67	Albic Luvisols	4	3
68	Calcic Luvisols	4	3
69	Gleyic Luvisols	4	4
70	Haplic Luvisols	4	3
71	Haplic Luvisols (Chromic)	4	3
72	Haplic Luvisols (Ferric)	3	2
73	Leptic Luvisols	4	4
74	Stagnic Luvisols	4	6
75	Vertic Luvisols	4	4
76	Alic Nitisols	2	3
77	Haplic Nitisols (Rhodic)	2	3
78	Haplic Phaeozems	4	3
79	Leptic Phaeozems	4	4
80	Luvic Phaeozems	4	4
81	Endogleyic Planosols	4	5
82	Haplic Planosols (Dystric)	4	5
83	Haplic Planosols (Eutric)	4	5
84	Solodic Planosols	4	5
85	Acric Plinthosols	4	3
86	Lixic Plinthosols	4	3
87	Gleyic Podzols	2	2
88	Haplic Podzols	2	2
89	Aric Regosols	3	1
90	Calcaric Regosols	3	1
91	Haplic Regosols (Dystric)	3	1
92	Haplic Regosols (Eutric)	4	2
93	Haplic Regosols (Sodic)	3	1
94	Leptic Regosols	3	1
95	Gypsic Solonchaks	4	4
96	Haplic Solonchaks	4	4
97	Haplic Solonchaks (Sodic)	4	4
98	Calcic Solonetz	4	4
99	Gleyic Solonetz	4	4
100	Haplic Solonetz	4	4
101	Mollic Solonetz	4	4
102	Luvic Stagnosols	4	6
103	Haplic Umbrisols	4	3
104	Calcic Vertisols	4	6
105	Haplic Vertisols	4	6
106	Haplic Vertisols (Eutric)	4	6

*Fonte: Hengl et al. (2017). Disponível em: <https://www.isric.org/explore/soilgrids>.