

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Elizeu Jonas Didoné

**MODELAGEM DE PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA  
AGRÍCOLA: LIMITAÇÕES E POSSIBILIDADES**

Santa Maria, RS  
2017



**Elizeu Jonas Didoné**

**MODELAGEM DE PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA AGRÍCOLA:  
LIMITAÇÕES E POSSIBILIDADES**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

Santa Maria, RS  
2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Didoné, Elizeu Jonas  
MODELAGEM DE PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA  
AGRÍCOLA: LIMITAÇÕES E POSSIBILIDADES / Elizeu Jonas  
Didoné.- 2017.  
118 p.; 30 cm

Orientador: Jean Paolo Gomes Minella  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-  
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2017

1. Monitoramento 2. Conectividade 3. Modelagem  
matemática 4. Cenários conservacionistas 5. Plantio  
direto I. Gomes Minella, Jean Paolo II. Título.

---

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Elizeu Jonas Didoné. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

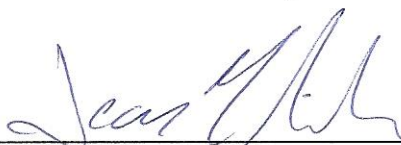
E- mail:didoneagroufsm@gmail.com

**Elizeu Jonas Didoné**

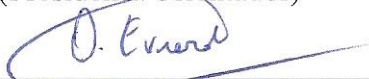
**MODELAGEM DE PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA AGRÍCOLA:  
LIMITAÇÕES E POSSIBILIDADES**

Tese apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**.

**Aprovado em 01 de março de 2017:**



**Jean Paolo Gomes Minella, Dr. (UFSM)**  
(Presidente/Orientador)



**Olivier Evrard, Dr. (Université Paris-Saclay)**



**Tales Tiecher Dr. (UFRGS)**



**Daniel G. Allasia Piccilli Dr. (UFSM)**



**Ricardo Bergamo Schenato, Dr. (UFSM)**

Santa Maria, RS  
2017



## **DEDICATÓRIA**

*À minha esposa, Patrícia Didoné, companheira nos momentos de alegria e angústia, cuja dedicação, motivação e sabedoria foram imprescindíveis na realização deste trabalho. Ter você ao meu lado faz cada segundo valer a pena.*





## AGRADECIMENTOS

Agradeço à G.A.D.U. pela oportunidade de viver este momento. Agradeço, em especial, à minha esposa, Patrícia Didoné, com quem divido os bons e os maus, os altos e os baixos, que guia e traz a energia e força para ir além...

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria pelo ensino público e gratuito que forneceu a base de conhecimento para realização deste trabalho de mestrado.

Aos colegas e amigos do Departamento de Solos com quem convivo desde 2006, quando ingressei no departamento como voluntário, pelos momentos de amizade, conquistas e ensinamentos.

Agradeço aos colegas e professores do programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelos ensinamentos e amizade.

Agradeço aos amigos que sempre me ajudaram, ouviram e apoiaram. Pelo grupo das Bacias Hidrográficas, pelas trocas de conhecimento e colaboração laboratório e a campo, contribuindo nos momentos de dificuldade com descontração e superação. Obrigado a todos vocês.

Agradeço ao professor Dr. Daniel Gustavo Allasia Piccilli por disponibilizar seu tempo bem como de seus orientados, que colaboraram para sanar minhas dúvidas e dificuldades enfrentadas na execução do geoprocessamento.

Agradeço ao professor Dr. Olivier Evrard pela colaboração e parceria com o grupo de hidrossedimentologia e suas relevantes contribuições na condução desse trabalho e dos próximos estudos que terão sequência.

Agradeço ao professor Jean P. G. Minella, pela orientação e ensinamentos e por seu zelo e carinho com o grupo. Também, sou grato pelo conhecimento compartilhado e a disponibilidade de tempo para conversas, discussões e sugestões sempre pertinentes e, finalmente, por mostrar caminhos e incentivar a busca de novos conhecimentos e novas “ideias”.



*Se você quer encontrar os segredos do universo, pense em termos de energia, frequência e vibração.*

*(Nikola Tesla)*



## RESUMO

### MODELAGEM DE PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA AGRÍCOLA: LIMITAÇÕES E POSSIBILIDADES

AUTOR: Elizeu Jonas Didoné  
ORIENTADOR: Jean Paolo Gomes Minela

A demanda por ferramentas de modelagem, com capacidade de representar os processos erosivos em bacias hidrográficas e suas conexões com os corpos hídricos, exige que o monitoramento esteja associado à modelagem. Este trabalho buscou contribuir para descrição dos processos erosivos em escala de grandes bacias agrícolas, a partir da combinação de técnicas de monitoramento e modelagem para reduzir os impactos das atividades agrícolas de uma grande bacia agrícola por meio de cenários que simulam o impacto de diferentes medidas conservacionistas. Para tanto, dois estudos foram conduzidos na bacia hidrográfica do Rio Conceição (800km<sup>2</sup>), região característica pelo sistema de produção de grãos no noroeste do Rio Grande do Sul. O primeiro estudo buscou quantificar o impacto de diferentes medidas conservacionistas na erosão e dinâmica hidrosedimentológica em uma bacia agrícola sob plantio direto para simular cenários utilizando o modelo WATEM SEDEM. Todos os cenários com medidas de conservação reduziram erosão e produção de sedimento. A implementação de plantio em nível e terraceamento foram as medidas com maior impacto na redução do processo erosivo. Os resultados demonstram que perdas de solo devido a processos erosivos são significantes e insustentáveis em bacias agrícolas no sul do Brasil e que a erosão é exacerbada pela falta de informação dos produtores e uso isolado de medidas conservacionistas sem que haja um esforço coordenado em escala de bacia. O segundo estudo teve como objetivo propor uma forma eficiente de determinar o atual fator P por meio da modelagem, além de alvitar medidas conservacionistas para melhor atender as práticas atuais. Dessa maneira, cumpre expor que foram selecionadas quatro áreas totalizando 25 km<sup>2</sup>, representativa das diversas propriedades presentes no local. A eficiência da semeadura atual foi determinada relacionando o ângulo entre as linhas de semeadura e as curvas de nível do terreno. No segundo estudo, foram obtidos valores de P acima de 0,8 em 60% da área, indicando semeadura em desnível em grande parte das lavouras. Essa técnica mostrou ser uma ferramenta importante para a determinação do fator P de forma rápida e espacializada, com potencial de uso em grandes áreas, pois uma determinação eficaz do fator P pode resultar em redução do potencial de erosão. Diante desses resultados, é possível afirmar que medidas de conservação não devem ser tomadas como ações isoladas, mas sim associadas a outras práticas adequadas para cada tipo de uso do solo. A utilização de modelos matemáticos de erosão pode ser uma importante ferramenta de suporte na tomada de decisões de gestão ambiental e a metodologia desenvolvida para a determinação do fator P em SIG pode auxiliar modelos matemáticos a simular os impactos das práticas conservacionistas sobre os processos erosivos de maneira mais representativa. Sendo assim, a modelagem em escala de bacia deve ser mais difundida no Brasil a fim de promover práticas agrícolas sustentáveis, reduzindo o impacto antrópico na degradação do solo e da água.

**Palavras-chave:** Monitoramento. Conectividade. Modelos matemáticos. Cenários conservacionistas. Plantio direto. Transferência de sedimentos.



## ABSTRACT

### MODELING EROSION PROCESSES IN CATCHMENT AGRICULTURE: LIMITATIONS AND POSSIBILITIES

AUTHOR: Elizeu Jonas Didoné  
ADVISOR: Jean Paolo Gomes Minella

The growing demand for modeling tools able represent erosive processes in catchments, and their connections, requires that mathematical modelling be associated with monitoring. This doctoral thesis sought to contribute to a description of the erosive processes at catchment scale, by combining monitoring and modeling techniques to reduce the impacts of agricultural activities in a large agricultural catchment through scenarios that simulate the impact of different conservation measures. Two studies were carried out in the Conceição River Catchment (800km<sup>2</sup>), a region characterized by the grain production system in the northwest of Rio Grande do Sul - Brazil. The first study sought to quantify the impact of different conservation measures on erosion and hydrosedimentological dynamics in a no-till agricultural catchment to simulate scenarios using the WATEM SEDEM model. Conservation measures reduced erosion and sediment yield in all scenarios. Crop leveling and terracing were the measures with greater impact in the reduction of the erosive process. The results demonstrate that soil losses due to erosion processes are significant and unsustainable in agricultural catchments in southern Brazil, and that soil erosion is exacerbated by the lack of information provided to the farmers and the use of isolated conservation measures without coordination at the catchment scale. The second study aimed to propose an efficient way to determine the current P factor through modeling, besides proposing conservation measures to better meet current practices. Four areas totaling 25 km<sup>2</sup> were selected, representing the various properties present in the site. The efficiency of the current farming was determined by relating the angle between the sowing lines and the terrain level curves. In this study, values of P above 0.8 were obtained in over 60% of the area. This technique proved to be an important tool for determining factor P in a fast and spatialized way with potential for use in large areas, since an efficient determination of the P factor can result in a reduction of the erosion potential. In view of these results it is possible to affirm that conservation measures should not be isolated actions, but rather associated with other practices suitable for each type of land use. The use of mathematical models of erosion can be an important support tool in environmental management decision making and the methodology developed to determine the factor P in GIS can aid mathematical models to better simulate the impacts of conservation practices on erosive processes. Catchment scale modeling should be more widespread in Brazil in order to promote sustainable agricultural practices, reducing the anthropic impact on soil and water degradation. Farmers' and local communities' awareness should be raised to reduce soil degradation and sediment transfer to river systems.

**Keywords:** Monitoring. Connectivity. Mathematical models. Conservation scenarios. No-till. Sediment transfer.





## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO I

Figura 1 - Localização das áreas selecionadas para o cálculo do fator P.....	41
Figura 2 - Representação das interseções das linhas de semeadura e as curvas de nível.....	42
Figura 3 - Representação espacial do fator P para as práticas conservacionistas atuais.....	43
Figura 4 - Representação das áreas com semeadura adequada (<1, verde), e semeadura inadequada (>1, laranja).....	44
Figura 5 - Representação da distribuição espacial do fator P predefinido para semeadura em nível.....	45
Figura 6 - Representação da distribuição espacial do fator P predefinido para cultivo em faixa.....	46

### ARTIGO II

Figure 1 - Location of the Conceição river catchment in Brazil.....	77
Figure 2 - Monthly precipitation and rainfall erosivity in the Conceicao River catchment for the monitoring period (2011–2015).....	78
Figure 3 - Monthly averages (2011–2015) of sediment yield (SY), river water discharge (Q), rainfall (R) for the Conceição River catchment.....	79
Figura 4 - Performance the WaTEM/SEDEM model in predicting sediment yield (SY) for Conceição River (NSE=0.57).....	80
Figure 5 - Results of erosion, sediment deposition and sediment yield estimated by the WaTEM-SEDEM model for the different scenarios simulated including those with high and low rainfall.....	81
Figure 6 - Spatial pattern of soil erosion within the Conceição River catchment, according to the scenarios simulated with the WATEM-SEDEM model.....	82



## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO I

Tabela 1 - Representação dos valores da sementeira em contorno (Pd) para diferentes declividades.....	36
Tabela 2 - Práticas complementares de conservação do solo (Fator P) da Equação Universal de Perdas de Solo .....	37
Tabela 3 - Variação do fator P atual para as diferentes declividades de acordo com a eficiência de sementeira em contorno para cada área selecionada.....	38
Tabela 4 - Representação do fator P para as áreas selecionadas da bacia do Rio Conceição com diferentes práticas complementares de conservação.....	39

### ARTIGO II

Table 1 - Values for the soil cover factor (C) simulated for the Conceição River Catchment .....	71
Table 2 - Scenarios modelled in the Conceição River catchment.....	72
Table 3 - Representation of hydrossedimentological variables of the Conceição River catchment for the monitoring period (2011 to 2015).....	73
Table 4 - Representation of calibration from sediment yield at the monitoring station and efficiency of the model.....	74
Table 5 - Results of erosion, sediment deposition and sediment yield estimated by the WaTEM-SEDEM model for the different scenarios.....	75



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>2 HIPÓTESES E OBJETIVOS</b> .....	15
2.2 OBJETIVO GERAL .....	15
2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
<b>3 ARTIGO I - COMO MEDIR E MODELAR O EFEITO DE PRÁTICAS MECÂNICAS DE CONTROLE DA EROSIÃO NA ESCALA DE GRANDES BACIAS?</b> .....	16
3.1 RESUMO .....	16
3.2 INTRODUÇÃO .....	18
3.3 MATERIAL E MÉTODOS .....	20
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	23
3.5 CONCLUSÃO .....	31
3.6 REFERÊNCIAS.....	31
<b>4 ARTIGO II - MEASURING AND MODELLING SOIL EROSION AND SEDIMENT YIELDS IN A LARGE CULTIVATED CATCHMENT UNDER NO-TILL OF SOUTHERN BRAZIL</b> .....	47
4.1 ABSTRACT.....	47
4.2 INTRODUCTION .....	48
4.3 MATERIAL AND METHODS .....	50
4.4 RESULTS .....	56
4.5 DISCUSSION .....	58
4.6 CONCLUSIONS.....	62
4.7 REFERENCES.....	63
<b>5 DISCUSSÃO GERAL</b> .....	83
<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	88
<b>REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO</b> .....	89
<b>ANEXO A - MONITORAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA</b> .....	93
<b>ANEXO B - PRINCIPAIS PARÂMETROS PARA UTILIZAÇÃO DO MODELO WATEM/SEDEM</b> .....	95
<b>ANEXO C - CONECTIVIDADE DOS SEDIMENTOS COM OS RIOS</b> .....	96
<b>ANEXO D - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE</b> .....	98
<b>ANEXO E - CALIBRAÇÃO DO MODELO WATEM/SEDEM</b> .....	98
<b>ANEXO F - PRINCIPAIS PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DO FATOR C ANUAL</b> .....	100
<b>ANEXO G - DADOS DO MONITORAMENTO DA BACIA DO RIO CONCEIÇÃO PARA O PERÍODO DE 2011-2015</b> .....	112
<b>ANEXO H - REPRESENTAÇÃO DO MODELO WaTEM/SEDEM</b> .....	115
<b>ANEXO I - EFICIÊNCIA DO MODELO WaTEM/ SEDEM</b> .....	116
<b>ANEXO J - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO WATEM/SEDEM</b> .....	117
<b>ANEXO L - SENSIBILIDADE DE RESPOSTA PARA EROSIVIDADE DAS CHUVAS NO MODELO WaTEM/SEDEM</b> .....	118



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A erosão do solo é um processo natural composto de três etapas. Inicialmente, há a desagregação do solo e os sedimentos são transportados por agentes como chuva, vento e ação da gravidade e depositados ao longo da paisagem (Morgan, 2005). O equilíbrio dinâmico desse processo é afetado por mudanças climáticas e acentuado por fatores antrópicos como práticas agrícolas (Walling, 2011).

A compreensão do efeito antrópico sobre o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é de extrema importância (Le Gall *et al.* 2015), pois, no Brasil, estima-se um impacto econômico de 4 bilhões de dólares por ano e perda de aproximadamente 847 milhões de toneladas de solo gerados pela intensificação dos processos erosivos (Merten, *et al.*, 2010).

A erosão gerada pelas práticas agrícolas altera as características químicas, físicas e biológicas do solo, contribuindo para o declínio de sua fertilidade e, conseqüentemente, impactando a produtividade (Morgan, 2005). A compactação do sistema pelo uso agrícola reduz as taxas de infiltração no solo e sua capacidade de manter a água no sistema (Batey, 2009; Gubiani *et al.* 2013). Com isso, o escoamento superficial é intensificado, promovendo a conexão com os rios, que permite que sedimentos, muitas vezes associados a agroquímicos, sejam transportados aos rios, poluindo e assoreando os corpos hídricos (Molina *et al.*, 2007, Vanacker *et al.*, 2014).

Em bacias hidrográficas, os processos erosivos são complexos, pois envolvem diferentes usos, tipos de solo, topografia e regime de precipitação. Os sedimentos ocorrem por diferentes formas de ação e de variadas fontes como lavouras, canais, matas, pastagens, poteiros e estradas (Lefrançois *et al.*, 2007; Minella *et al.*, 2008).

O estudo da erosão, em escala de bacia hidrográfica, precisa ser integrado para que contemple as três fases do processo erosivo: desagregação, transporte e deposição em áreas heterogêneas (de Vente *et al.*, 2008; Wohl *et al.*, 2017). Devido à complexidade do sistema, o entendimento dos processos que ocorrem na escala de bacia pode ser facilitado com o uso de técnicas de monitoramento e ferramentas de suporte, como, por exemplo, modelos matemáticos (de Vente *et al.*, 2013; Pandey *et al.*, 2016), e a quantificação de processos erosivos em escala de bacia é facilitada com o monitoramento das descargas líquidas e sólidas (Horowitz, 2003; Merten *et al.*, 2006) associado ao uso de modelos matemáticos (Park, *et al.*, 2006; Kinnell, 2010).

Modelos derivados da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) são os mais utilizados para a avaliação e predição das perdas de solo por serem simples e compactos

(Alatorre *et al.*, 2010, Pandey *et al.*, 2016). No entanto, para que, em escala de bacia, os modelos representem adequadamente a complexidade dos fatores envolvidos, seu uso deve ser associado a equações que utilizem a capacidade de transporte de forma espacial, simulando a conexão de sedimentos com os rios (Van Oost *et al.*, 2000;. Van Rompaey *et al.*, 2001).

Estudos que abordam a conectividade de solo e sedimento entre as áreas agrícolas e os rios permitem investigar o efeito da heterogeneidade sobre o comportamento global de um sistema e isso é um fator essencial para a modelagem de sistemas complexos (Antoine *et al.*, 2009, Bezak *et al.*, 2015).

Para que modelos simulem de forma eficiente o impacto de medidas conservacionistas em um determinado local, é necessário que seja calibrado e abastecido com dados que representem as condições reais do local em questão. Ainda, é possível, por meio de modelos, simular medidas conservacionistas, com intuito de reduzir a conexão e minimizar as perdas de solo (Brown *et al.*, 2009; Foster *et al.*, 2012; Fryirs 2013). Nesse sentido, destaca-se que o monitoramento, além de fornecer à modelagem dados-base de produção de sedimentos, também auxilia o estabelecimento de medidas conservacionistas (Feng *et al.*, 2010; Shi *et al.*, 2012).

Devido ao grande número de variáveis envolvidas na escala de bacia hidrográfica, o uso de técnicas integradas, isto é, uso de monitoramento associado à modelagem, é uma solução prática para reduzir incertezas na determinação das taxas de erosão (Walling and Collins, 2008; Alatorre *et al.*, 2010; Minella *et al.*, 2014). Diante disso, este estudo buscou desenvolver ferramentas, a partir de técnicas de monitoramento e modelagem dos processos erosivos, para reduzir os impactos das atividades agrícolas de uma bacia característica do sistema de produção de grãos através de cenários que simulam o impacto de diferentes medidas conservacionistas.



## 2 HIPÓTESES E OBJETIVOS

### 2.1 HIPÓTESES

A demanda por ferramentas de modelagem com capacidade de representar os processos erosivos em ambientes heterogêneos, como bacias hidrográficas, e suas conexões com os corpos hídricos, exige que o monitoramento esteja associado à modelagem para que variáveis que influenciam os processos possam ser representadas.

Baseado nessa afirmativa formula-se a seguinte hipótese:

- Modelos matemáticos têm a capacidade de quantificar corretamente o impacto de diferentes medidas conservacionistas na redução dos processos erosivos e seus parâmetros de conectividade com os rios em uma grande bacia hidrográfica no sul do Brasil;
- É possível obter uma estimativa do fator P espacial em escala de bacia para aprimorar a representatividade dos modelos matemáticos erosivos.

### 2.2 OBJETIVO GERAL

Contribuir para a descrição dos processos erosivos em escala de grandes bacias agrícolas, a partir da combinação de técnicas de monitoramento e modelagem matemática.

### 2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Testar um modelo empírico de estimativa da erosão, deposição e produção de sedimentos que considera parâmetros de conectividade;
- II. Medir e simular o efeito de práticas mecânicas de controle da erosão e da produção de sedimentos em escala de grande bacia hidrográfica;
- III. Propor melhores práticas de manejo do solo, de gleba e de cobertura para a redução de problemas agrícolas e ambientais;
- IV. Propor uma fórmula eficiente de obter o valor das práticas conservacionistas (fator P), com auxílio de ferramentas de geoprocessamento.

### 3 ARTIGO I

#### **Como medir e modelar o efeito de práticas mecânicas de controle da erosão na escala de grandes bacias?<sup>1</sup>**

##### 3.1 RESUMO

Práticas conservacionistas auxiliam na manutenção do sistema produtivo, pois minimizam os processos erosivos. Entre essas práticas estão inclusas no fator P, que corresponde um fator da Equação Universal de Perdas de Solo. Práticas conservacionistas distintas podem ser utilizadas em escala de paisagem considerando a topografia, tipo de solo e cobertura vegetal. O presente estudo tem como principal objetivo propor uma forma eficiente de determinar o fator P atual por meio da modelagem, além de alvitar medidas conservacionistas para melhor atender as práticas atuais. Para isso, foram selecionadas quatro áreas totalizando 25 km<sup>2</sup>, que corresponde pequenas, médias e grandes propriedades sob monocultivo da soja, distribuídas em uma grande bacia hidrográfica no sul do Brasil. A eficiência da semeadura atual foi determinada relacionando o ângulo entre as linhas de semeadura e as curvas de nível do terreno. A partir das diferentes eficiências, considerando os valores tabelados da semeadura em contorno para as distintas declividades, foi determinado um valor P final. Assim, foram obtidos valores de P acima de 0,8 em 60 % da área, indicando semeadura em desnível em grande parte das áreas de lavouras. Portanto, é possível inferir que o uso de práticas conservacionistas está muito aquém do adequado, pois valores ideais do fator P devem ficar entre 0,5 e 0,6. Essa técnica mostrou ser uma ferramenta importante para a determinação do fator P de forma espacializada, com potencial de uso em grandes áreas. Uma eficaz determinação do fator P, que represente realisticamente as condições locais, pode resultar em redução do potencial de erosão por escoamento, e sua influência nos padrões de drenagem, concentração, velocidade e forças hidráulicas exercidas pelo escoamento superficial.

**Palavras-chave:** Práticas conservacionistas. Modelagem. Fator P. Eficiência da semeadura.

---

<sup>1</sup> Artigo elaborado de acordo com as normas da revista *Agricultural Systems*.

## **How to measure and model the effect of mechanical erosion control practices on the scale of large catchment?**

### **ABSTRACT**

Conservation practices help maintain the productive system by minimizing the erosive processes. In the Universal Soil Loss Equation these practices are included as the P-factor. Different conservation practices can be used in catchment scale taking into consideration topography, soil type and vegetation cover. This study aims to propose an efficient way of determining the current P-factor through modeling, in addition to suggesting conservation measures to better meet current practices. For this, four areas totaling 25 square kilometers were selected, corresponding to small, medium and large soybean monoculture properties, distributed in a large catchment in southern Brazil. The efficiency of the current sowing was determined by relating the angle between the sowing lines and the topographic contour lines. A final P value was determined considering the different efficiencies and the tabulated values of the sowing in contour for the different slopes. Thus, P values above 0.8 were obtained in 60% of the area, indicating that level sowing was not present in over half of the crop areas. Therefore, it is possible to infer that the use of conservation practices is far from adequate, because ideal values of the P factor should be between 0.5 and 0.6. This technique proved to be an important tool for the determination of P factor in a spatialized form, with potential for use in large areas. Effective determination of the P factor, which realistically represents the local conditions, may result in reduction of the erosion potential and its influence on the drainage, concentration, velocity and hydraulic forces exerted by runoff.

**Keywords:** Conservation practices. Modelling. P-factor. Sowing efficiency.

### 3.2 INTRODUÇÃO

De início, releva expor que, globalmente, a utilização do solo destinado à agricultura cresceu de 561 para 741 milhões de hectares nos últimos 50 anos, segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2011). No que se refere aos processos erosivos, destaca-se que estes reduzem a produtividade e a qualidade do solo por conta da perda de propriedades básicas de sustentação do sistema produtivo (USDA, 2015), que são acentuados pelo monocultivo e uso inadequado de práticas conservacionistas (Lal et al., 2007, Derpsch et al., 2014; Reicosky, 2015).

Nesse contexto, em países como Estados Unidos, Reino Unido, Dinamarca, Espanha e Itália, há políticas públicas que incentivam agricultores a implementar (e manter) boas práticas agrícolas e ambientais (Mausbach and Dedrick, 2004; GAEC, 2009). Tais políticas regulamentam o manejo por meio da agricultura conservacionista com o objetivo de prevenir a erosão, conservar carbono orgânico e manter a estrutura do solo. Todavia, no Brasil, as perdas econômicas e ambientais associadas à erosão são acentuadas pela ausência de um programa nacional de conservação do solo (Merten et al., 2014).

Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), composta por seis fatores de entrada, é uma das formas mais usuais de estimar a perda de solo por erosão. A USLE obteve grandes avanços na quantificação da erosão, o que resultou na elaboração de novas equações, como, por exemplo, a RUSLE (Renard *et al.*, 1997), oriunda do aprimoramento da equação original (Wischmeier and Smith, 1978) e também no aprimoramento e modernização de seus fatores. Um exemplo é o fator LS (declividade e comprimento de rampa), que, com o desenvolvimento de novos logaritmos, permitiu a utilização da tecnologia do Sistema de Informação Geográfica (SIG) (Moore e Burch, 1986; Desmet and Govers, 1996; Zhang *et al.*, 2013), proporcionando maior precisão na gestão e avaliação das perdas de solo (Park, *et al.*, 2006; Kinnell, 2010). Enquanto fatores, como o fator LS, evoluem e se adaptam às novas tecnologias, outros fatores como, por exemplo, o fator referente às práticas complementares de conservação (fator P), permanece como a variável de maior incerteza na avaliação das perdas de solo (Panagos, et al., 2011).

O fator P está relacionado às práticas de suporte que reduzem o potencial de erosão dos solos e é utilizado para representar a eficiência das práticas agrícolas de conservação em reduzir o potencial erosivo e sua influência na concentração, velocidade e força exercida pelo escoamento superficial (Karlen, et al., 2009). Ele é composto de variadas práticas agrícolas descritas como semeadura em contorno, culturas em faixas, terraceamento, canal escoadouro

vegetado, canal divergente, cordão vegetado e alocação de estradas rurais (Kuok, et al. 2013; Panangos et al., 2015). O fator P também representa a eficiência e o efeito que uma prática de suporte possui em reduzir a quantidade e a taxa de escoamento superficial da água.

Tais condutas devem apresentar um valor consistente do fator P e seu resultado está ligado à redução do efeito da água sob a erosão. Práticas conservacionistas modificam o fluxo padrão e direção do escoamento superficial, reduzem o volume e das taxas de escoamento superficial, o que reflete em uma redução do valor do fator P (Renard et al., 1997). De acordo com Kuok, *et al.*(2013), as práticas de suporte mais eficazes para reduzir a emissão do total de sedimento em suspensão na água são, respectivamente, o terraceamento, o cultivo em faixas e a semeadura em contorno.

Para o planejamento de medidas conservacionistas em diferentes escalas, é importante a determinação local do fator P, cujo valor pode variar de 0,5 a 1, onde 0,5 é o melhor cenário conservacionista, como por exemplo, cultivo em nível, associado ao cultivo em faixa, e 1 o pior, como, por exemplo, semeadura em declive. Porém, muitos projetos ambientais simplesmente atribuem valor 1 ao fator P sem ajusta-lo às condições locais superestimando os resultados na modelagem da erosão. Nesse sentido, a adequada determinação do valor atribuído ao fator P é importante, pois implica no tempo de vida útil e no dimensionamento de represas para geração de energia, projetos de irrigação, uso e aptidão das terras e abastecimento público de água, atividades que dependem de práticas conservacionistas e da conectividade com os rios (Verstraeten and Prosser, 2008; Romero-Díaz, *et al.*, 2012; Licciardello, *et al.*, 2016).

Um cálculo adequado do fator P, que represente realisticamente as condições locais, pode resultar em redução do potencial de erosão por escoamento, e sua influência nos padrões de drenagem, concentração, velocidade e forças hidráulicas exercidas pelo escoamento superficial. Isso reflete na interceptação do escoamento superficial pelas práticas conservacionistas (ou a falta delas), alterando a rede de drenos e/ou caminhos, ou seja, a (des)conectividade entre as lavouras e o canal fluvial (Fryirs, 2013; Grant et al., 2017), que é dependente das práticas conservacionistas utilizadas. De maneira integral, é uma expressão dos efeitos gerais das práticas de apoio de conservação que, em conjunto com as práticas de manejo de cobertura do solo, modificam os padrões de fluxo e a direção do escoamento superficial, reduzindo o volume e a taxa de escoamento da água (Renard et al., 1997).

A atual determinação do fator P requer novas ferramentas capazes de automatizar o processo na determinação dos valores para cada local. É necessário que as práticas de

modelagem avancem na compreensão da determinação do efeito de práticas mecânicas no processo e no uso de sensoriamento remoto para a captura do efeito de fator P. Tais avanços agilizariam a aquisição e o processamento dos valores oriundos do levantamento local e processamento de dados através do sensoriamento remoto (Van Der Zanden, et al, 2013).

Diante do exposto, diferentes práticas conservacionistas podem ser utilizadas em escala paisagem de acordo com a topografia, portanto, é necessário obter valores de fator P que melhor representem as medidas conservacionistas locais. Desse modo, este estudo tem como principal objetivo calcular o fator P, relativo às praticas conservacionistas, de forma espacializada, com base em conjuntos de dados vetorizados a partir da interação das curvas de nível com as linhas de semeadura, além de propor medidas conservacionistas para melhor atender as práticas atuais.

### 3.3 MATERIAL E MÉTODOS

#### **Local do estudo**

Este estudo foi realizado no sul do Brasil na bacia hidrográfica do Rio Conceição, noroeste do Rio Grande do Sul. Para tanto, foram selecionadas quatro áreas (figura 1), totalizando aproximadamente 25 km<sup>2</sup>, distribuídas ao longo da bacia em diferentes regiões, para que, ao conter diferentes tamanhos de propriedade, pudessem refletir a variação dos usos e as condições topográficas mais comuns da região. O clima, segundo Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido e sem estação de seca. A precipitação média anual varia entre 1.750 a 2.000 mm, com temperatura média de 17 °C. Os solos são de origem basáltica altamente intemperizados e profundos. As classes de solos de maior expressividade são Latossolos, seguido dos Nitossolos. Para as áreas selecionadas com exceção da área (A) que é composta por Latossolos e Nitossolos, todas as demais áreas (B, C e D) pertencem à classe dos Latossolos. A altitude local varia entre 258 no exutório a 472 metros na extremidade oposta da bacia; com relevo caracterizado por encostas médias a longas (200 a 500m); cuja declividade suave (6-9%) no topo e meia encosta e maior declividade (10-14%) próxima à rede fluvial.

O uso principal do solo nas áreas selecionadas é a agricultura com produção de grãos. No verão, é mais expressivo o cultivo da soja (*Glycine max*) e, em menor área, o cultivo do milho (*Zea mays*). No inverno é predominante o cultivo de trigo (*Triticum spp.*) e aveia (*Avena strigosa*) e, em menor expressividade, de azevém (*Lolium multiflorum*). Não há medidas de controle do escoamento superficial (terraços, cultivos em faixa, cordões vegetados

ou plantio em nível) nas áreas selecionadas, e a semente é paralela à maior distância da gleba, práticas que predominam na região.

### **Dificuldades de captação variação das práticas conservacionistas**

As práticas conservacionistas utilizadas na Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE) descrita como fator P (Renard et al., 1997), possuem variabilidade devido às condições topográficas. Os valores podem variar entre 0,5 a 1,0 considerando a eficiência da semente, e as mudanças topográficas. Para as condições da bacia do Rio Conceição, o sentido de semente pode estar em nível ou em desnível, alterando o ângulo entre as linhas de semente e as curvas de nível do terreno, conseqüentemente é alterado os valores da eficiência de semente. Desse modo, mudanças no sentido de semente (ângulo), altera a eficiência e reflete nos valores do fator (P). A apresentação correta do fator P é importante para verificar a eficiência de uma prática conservacionista no controle dos fluxos superficiais. O uso espacial do fator P contribui para o estabelecimento e seleção das medidas conservacionistas mais eficientes no controle dos processos erosivos utilizando modelos com simulação de cenários conservacionistas.

Pelos métodos tradicionais é difícil capturar a eficiência de semente, pois a mesma não segue o nível do terreno. Esse fator envolvido contribui para a variação dos valores das práticas conservacionista (fator P). Para a determinação do fator P são necessárias ferramentas de modelagem capazes de automatizar o processo para determinação dos valores locais. Para superar esse obstáculo é necessário ferramentas capazes de capturar a variação da eficiência das práticas conservacionistas, considerando o ângulo das linhas de semente.

### **Estimativa do fator P**

Sabe-se que a semente atual não ocorre totalmente em nível ou em desnível, havendo sempre alternância. Para captar esse efeito, foi utilizada uma metodologia para calcular a variação do ângulo de semente em relação às curvas de nível do terreno. O ângulo de semente em 90° representou eficiência 0 (semente totalmente em desnível), e o ângulo de semente em 0° representou a eficiência 1 (semente em nível). Com isso buscou-se capturar de forma eficiente a variação da eficiência de semente entre 0-90° para as áreas selecionadas, determinando valores do fator P com maior representatividade para a região.

Para a determinação da eficiência de semeadura foram selecionadas quatro áreas totalizando 25 km<sup>2</sup> alocadas em diferentes regiões da bacia do rio Conceição para que englobassem diferentes tamanhos de propriedade. Sabe-se que o tamanho médio das glebas é 30 ha e, o módulo rural para os municípios que compreendem a bacia do Rio Conceição é 20 ha (INCRA, 2013). A área (A) engloba pequenas propriedades com agricultura familiar, as áreas (B, C) compreendem grandes propriedades com monocultivo e a área (D) compreende médias propriedades com atividade agropecuária (fig. 1), refletindo assim a variação dos usos e as condições topográficas mais comuns da região.

As linhas de semeadura foram manualmente vetorizadas através de imagens de satélite dos últimos seis anos, obtidas no *Google Earth*. As imagens de satélite selecionadas são referentes aos meses de outubro a dezembro, pois é neste período que ocorre a semeadura da soja e, portanto, as linhas são mais evidentes. As linhas de semeadura foram vetorizadas manualmente, e foi determinado o ângulo de intercessão entre as linhas vetorizadas (linhas de semeadura) e as curvas de nível do terreno.

Após a vetorização das linhas de semeadura e curvas de nível referentes à área delimitada (fig. 2), a intercessão das linhas (de semeadura e nível) foram geoprocessadas com programa *Arc Gis 10.1*. A partir disso, a área ao redor de cada ponto de intersecção foi isolada e atribuída às coordenadas X e Y para indicar o início e o fim de cada linha. Sendo assim, as linhas de semeadura foram definidas como (X<sub>0</sub>, Y<sub>0</sub> e X<sub>1</sub>, Y<sub>1</sub>), e as curvas de nível como (X<sub>0a</sub>, Y<sub>0a</sub> e X<sub>1a</sub>, Y<sub>1a</sub>). As tabelas de atributos foram mescladas em um único arquivo pela ferramenta *Join Attributes*, e os valores aplicados à programação de cálculo de ângulos, utilizando a ferramenta *Field Calculator*, resultando em valores entre 0° e 90° graus.

Programação de calculo de ângulos:

$d_x = !X_1! - !X_0!$  (Direção do vetor X polilinhas de semeadura);

$d_y = !Y_1! - !Y_0!$  (Direção do vetor Y polilinhas de semeadura);

$d_{xa} = !X_{1a}! - !X_{0a}!$  (Direção do vetor X das polilinhas das curvas de nível);

$d_{ya} = !Y_{1a}! - !Y_{0a}!$  (Direção do vetor Y das polilinhas das curvas de nível);

$r = \text{math.sqrt}(\text{math.pow}(d_x, 2) + \text{math.pow}(d_y, 2))$  (r é o seno do ângulo  $d_{xa}$ );

$ra = \text{math.sqrt}(\text{math.pow}(d_{xa}, 2) + \text{math.pow}(d_{ya}, 2))$  (ra é o seno do ângulo  $d_{ya}$ );

$c = \text{math.asin}(\text{abs}((d_x * d_{ya} - d_y * d_{xa})) / (r * ra)) / \text{math.pi} * 180$ . (c é o ângulo em graus).

Por meio de cada ângulo foi calculada a eficiência da semeadura para as diferentes características da paisagem. Determinada a eficiência, foi utilizada a metodologia proposta



por (Renard *et al.*,1997) (equação 1) para encontrar o valor do fator P final, utilizando eficiência da semeadura para as diferentes topografias. Desse modo, a eficiência de semeadura atual (ef), juntamente com os valores que representam a semeadura em contorno (Pd), foi calculada para as diferentes classes de declividade.

$$P_{\text{final}} = 1 - ef (1 - Pd) \quad (1)$$

O fator P final foi determinado para cada ponto de acordo com o desnível do terreno e a eficiência da semeadura e, posteriormente, espacializados para as áreas selecionadas, utilizando a ferramenta *Krigagem (Arc Gis 10.1)*. Os semivariogramas foram ajustados de acordo com os valores e as distâncias dos pontos vizinhos. O valor entre os respectivos intervalos está de acordo com as classes de declividade (Renard *et al.*, 1997) para a semeadura em contorno de acordo com a tabela 1.

Os valores de P foram determinados seguindo os critérios de inclinação e comprimento de rampa e distribuídos espacialmente nas áreas selecionadas para esse estudo, bem como, apresentado a frequência de ocorrência dos valores de P.

Em seguida, foram estabelecidos valores predefinidos do fator P para as áreas, a fim de estabelecer planejamento conservacionistas considerando inclinação e comprimento de rampa (Wischmeier and Smith (1978) (tabela 2). Foi considerado plantio totalmente em nível e o cultivo em faixas. As práticas complementares de conservação foram empregadas individualmente de acordo com a descrição da tabela 2.

Foram utilizadas ferramentas do programa *Arc Gis 10.1* para separar cada classe de comprimento de rampa e declividade das encostas e unir os valores de declividade e comprimento de rampa. Em seguida, mapas foram reclassificados e foram atribuídos valores pré-definidos (tabela 2) para o fator P, que corresponde a semeadura em nível e o cultivo em faixas.

### 3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### **Determinação do fator P**

O fator P é a prática de suporte que reflete os efeitos de uso de determinadas práticas conservacionistas que reduzem a quantidade e a taxa de escoamento da água e, assim, potencializa a redução da erosão. Outrossim, o fator P representa a eficiência de uma medida conservacionista em reduzir as perdas de solo e água através da implementação de uma

prática de suporte como, por exemplo, semeadura em nível, semeadura em contorno e/ou o terraceamento.

Existem várias tabelas e fórmulas propondo valores de fator de P para diferentes práticas de conservação adotadas para contextos ambientais distintos (Wischmeier e Smith, 1978; Renard et al., 1997; Foster et al., 2002). Porém, a eficácia do fator P é obtida a partir de estudos locais, muitas vezes determinados em pequenas áreas. Este valor, no entanto, perde sua eficácia quando extrapolado para grandes áreas onde há mais variáveis envolvidas.

A eficiência da semeadura direta para determinação do fator P foi calculada com base na tabela 1 e da equação 1. Na figura 3, são apresentados os diferentes valores do fator P considerando a variação espacial das linhas de semeadura, bem como a frequência de distribuição do fator P ao longo das áreas avaliadas.

Os resultados apresentados pela figura 3 indicam que a semeadura nas áreas avaliadas, não ocorre em nível, pois há variação no ângulo entre as linhas de semeadura e o nível do terreno. O melhor valor encontrado para fator P nas áreas selecionadas foi 0,5 e o pior 1. Valores superiores a 0,8 foram encontrados em 60% das áreas avaliadas, o que indica que práticas conservacionistas atuais estão muito aquém das recomendadas para um sistema sustentável (FAO, 2011).

Os valores do fator P representados pela figura 3 não seguem os preceitos básicos das práticas complementares de conservação do solo. As linhas de semeadura estão dispostas de acordo com o maior comprimento de rampa onde a mecanização possui maior eficiência operacional no manejo. A semeadura ocorre em sentido do declive/active do terreno, prática comum na região, que tem resultado em aumento dos processos erosivos e, conseqüentemente, acréscimo na perda de solo e água (Didoné, et al., 2015).

Nas grandes propriedades (áreas B e C), os valores do fator P estão concentrados acima de 0,8, indicando menor eficiência devido a maior frequência de semeadura em desnível (active/declive). Isso pode estar associado ao tamanho das propriedades e o nível tecnológico envolvido, possibilitando erroneamente a semeadura em desnível. Quando comparado às áreas de pequena a média propriedade (áreas A e D), nota-se uma melhor distribuição de frequência entre classes dos valores do fator P, podendo indicar áreas com topografia mais acentuada e menor comprimento de rampa, não sendo permitida a semeadura em active/declive.

Nesse viés, os resultados confirmam a baixa eficiência da semeadura e indicam que as práticas conservacionistas estão muito abaixo do esperado, pois os valores ideais de P (entre

0,5 e 0,6), que são indicativos para sementeira em nível, correspondem à apenas 9 % das áreas avaliadas (tabela 3).

No que tange à quantificação das áreas para as diferentes classes do fator P (tabela 3), nota-se que os valores estão acima de 0,8 na maior parte das áreas avaliadas. Isso demonstra que as sementeiras estão em desnível em relação às curvas de nível do terreno, indicando que a opção dos agricultores é seguir a divisão do talhão com intuito de aumentar o desempenho operacional das máquinas. No entanto, ao desconsiderar as práticas conservacionistas e basear-se apenas no rendimento, os produtores desconsideram os possíveis prejuízos oriundos dessa prática que podem ser elevadas, pois o favorecimento do escoamento superficial proporciona perdas das propriedades químicas, físicas e biológicas do sistema produtivo (Reicosky, 2015).

Na sementeira em aclave/declive, os processos erosivos são potencializados pela formação de sulcos orientados a favor do declive, há, também, maior consumo de combustível na sementeira em aclave, o que não ocorre na sementeira em nível (Levien et al., 2011). Outro fator deletério relacionado à sementeira em desnível é a patinação produzida pelo rodado dos tratores para a sementeira em aclave. Tal fator pode contribuir para a ocorrência do processo erosivo, pois a patinação excessiva dos rodados desloca a cobertura do solo, o que cisalha a superfície e deixa um sulco orientado no sentido do declive, podendo concentrar o escoamento em caso de eventos de alta intensidade (Castro et al., 2011).

A sementeira em desnível potencializa o escoamento superficial, que é um dos principais problemas encontrado na bacia do Rio Conceição, devido à baixa capacidade de infiltração causada pela compactação do solo, associado ao monocultivo da soja e tráfego de máquinas em condições inadequadas de umidade do solo (Didoné et al., 2015). O escoamento superficial aliado às linhas de sementeira em desnível potencializa os processos erosivos. Outro fator agravante é a inexistência de rotação de culturas, pois, com pouco aporte de matéria orgânica, há baixa integração das partículas do solo em agregados, o que deixa o solo vulnerável a eventos de chuva de grande magnitude (Tiecher, 2015).

Outra questão que deve ser considerada para compreender a variabilidade dos valores de P é o formato de cada gleba. A variação do comprimento, inclinação e formato da área influenciam o produtor a escolher o sentido de sementeira mais adequado para sua propriedade. Outros fatores que influenciam esta decisão é extensão da área cultivada pelo produtor, se o maquinário é próprio ou terceirizado, a potência do trator, entre outros.

A determinação do fator P de forma eficiente requer cuidados em relação a sua espacialização na paisagem, pois um número reduzido de pontos, quando extrapolados para grandes áreas, podem não ser representativo, uma vez que atribuem para áreas não agrícolas, como rios, matas, estradas e residências rurais, valores de áreas sob cultivo.

A metodologia proposta pode ser aprimorada com a utilização de todas as linhas de semeadura o que daria melhor representatividade para o fator P, reforçando a confiabilidade nos resultados. Com linhas de semeadura georreferenciadas, a cada passada da semeadora, um grande número de informações é gerado. Isso facilita o processamento e rapidez dos resultados do fator P. O uso de dados georreferenciados torna o processo mais rápido e eficiente, pois não é dispendido tempo na vetorização manual das linhas de semeadura. Nessa perspectiva, na figura 4, são apresentadas as áreas com percentual de semeadura adequada, bem como inadequada. Nessas áreas não foi considerado pastagens, florestas e banhados, apenas áreas agrícolas.

A relação entre o fator P atual e o fator P em nível corresponde valores menores e maiores que 1. Valores abaixo de um significa que a semeadura está adequada, acima de 1 é inadequada. Na média das quatro áreas, 64,3 % está inadequada em relação a semeadura em nível, o que indica semeadura em desnível. Esses valores refletem principalmente as condições de relevo e formato da gleba em condições que a topografia condiciona a prática inadequada. Em outras, 35,6 % da área os resultados demonstram semeadura adequada o que pode indicar condições topografia mais acentuada não permitindo a utilização de práticas de semeadura em aclive/declive ou locais que involuntariamente coincidem com as curvas de nível do terreno. Essas condições podem ser visualizadas em pequenas e médias propriedades onde a dimensão e a potência dos equipamentos são menores, quando comparado a propriedades de maior porte.

O percentual de semeadura inadequada ou adequação pode ser muito relativo, pois valores de P atual foram obtidos para apenas a cultura da soja. Mudança de equipamentos, como tratores com maior potência, podem alterar consideravelmente a direção de semeadura, mais precisamente em pequenas e médias propriedades, cuja semeadura, no passado, era realizada em nível com a retirada de medidas conservacionistas como os terraços, a semeadura pode passar erroneamente a ser em desnível refletindo nos processos erosivos (Tiecher, 2015). É importante frisar que os valores dos ângulos determinados para o cálculo do fator P são relativos a um número baixo de pontos levantados, sendo apresentado aqui apenas um pequeno percentual que ocorre na região. Outras variáveis como o tamanho das

glebas, formato e orientação da curvatura do terreno favorecem para a decisão dos produtores na escolha de orientação de semeadura, podendo ocorrer em nível ou em desnível.

### **Potencial dos valores do fator P na modelagem**

A determinação do fator P em áreas agrícolas pode ter um impacto significativo nos estudos de erosão Yang, et al., (2009). Os valores obtidos pela técnica apresentada na figura 3 indicam variabilidade espacial nos valores do fator P. Essa alteração pode influenciar os resultados da modelagem para representação dos processos.

A inserção de valores distribuídos do fator P aos modelos erosivos, quanto aos hidrológicos, podem apresentar respostas importantes na representação dos processos. Os ganhos em resultados podem minimizar incertezas associadas na representação dos processos pelos modelos matemáticos, cujos valores, que revelam as reais condições do local, fornecem a modelagem subsídios para melhor representar a condição atual de uso. Autores como Kuok, et al., (2013) indicam que os valores distintos do fator P, podem reduzir as taxas de sedimento em até 202%. Já para Yang, et al., (2009) a variação do fator P indica redução nos resultados da produção de sedimento em 20%, quando comparado com os valores do fator P da RUSLE-2.

Alguns exemplos são atribuídos a pequenas práticas conservacionistas com efeito benéfico para melhor controle dos processos no próprio sistema. Estudos de Barbosa *et al.* (2010) indicam que o aumento da rugosidade orientada pelo preparo como resultado do efeito das hastes, bem como os resíduos dispostos em contorno apresentaram maior controle da velocidade do escoamento, funcionam como uma eficiente barreira ao transporte de sedimentos. As práticas de suporte são responsáveis por reduzir o potencial de erosão por escoamento e influência nos padrões de drenagem, concentração do escoamento, velocidade e forças hidráulicas realizadas pelo próprio escoamento (Renard et al., 1997).

Em contraponto, na ocorrência de eventos extremos em longos comprimentos de rampas e declives acentuados, potencializa o escoamento superficial, e a tensão cisalhante adquire energia suficiente para remover o resíduo, promovendo a erosão em sulcos. Esse fenômeno, denominado falha do resíduo, é caracterizado pelo comprimento crítico de declive e é definido pela distância da encosta a partir da qual há redução da eficácia do resíduo em controlar a erosão (Foster, 1982; Leite, *et al.*, 2009). A partir desse ponto, os resíduos perdem a eficiência no controle da erosão, sendo necessária a associação de outras práticas complementares de conservação para o controle dos processos erosivos (Barbosa *et al.*, 2012).

Como existe dificuldade em captar os efeitos das práticas conservacionistas de forma distribuída (fator P), os estudos de modelagem associam o fator C e P a fim de minimizar a ausência de dados do fator P. Com o fator C, há melhor quantificação espacial da cobertura do solo, e menor variabilidade, e maior peso na modelagem em comparação ao fator P. Esses fatores são os únicos que podem ser alterados diretamente, sendo que o fator P possui maior restrição na determinação de forma espacial (Panagos et al., 2015).

Testes na utilização de medidas complementares de conservação na modelagem devem ser utilizados, com o objetivo de avaliar as respostas das diferentes práticas conservacionistas que influenciam a dinâmica do escoamento superficial e suas conexões com os rios (Fryirs, 2013; Grant et al., 2017).

### **Fator P para semeadura em nível e cultivo em faixas**

Em cenários de planejamento conservacionistas com ausência de valores do fator P, uma opção é a utilização de valores predefinidos, utilizando os critérios da tabela 2 (Wischmeier and Smith, 1978) que correspondem à semeadura em nível e o cultivo em faixas. Na tabela 4, são apresentados os resultados do fator P para diferentes práticas conservacionistas (semeadura em nível e cultivo em faixas), considerando as quatro áreas selecionadas e respeitando a variação de declividade e comprimento de rampa individualmente.

Os resultados demonstram, para o planejamento conservacionista, que há diferentes valores para o fator P em cada condição topográfica. O manejo em semeadura totalmente em nível contempla 56,3 % da área avaliada, e outras práticas complementares são necessárias em 43,7 %, pois apenas a semeadura em nível não seria eficaz no controle dos processos erosivos.

Já no planejamento conservacionista com utilização do cultivo em faixas alternadas, tem-se outra alternativa para o sistema tradicional de cultivo. Essa medida conservacionista, se implementada, corresponde a 69,5 % da área (tab. 4); no entanto, em 30,5 % da área, é necessária a utilização de outras práticas mais efetivas de conservação, como, por exemplo, o terracamento para o controle dos processos erosivos.

O cultivo em faixa pode ser usado em comprimento de rampa maior com utilização de uma, duas ou mais culturas obedecendo aos critérios de inclinação do terreno proposto pela tabela 2. Essa prática é possível pelo fato de haver diferentes rugosidades entre as culturas como, por exemplo, milho intercalado com soja, ou trigo intercalado com nabo com posterior implementação de soja e milho.

Outras medidas complementares de conservação podem ser utilizadas em conjunto com o cultivo em nível, já que este só é eficiente para pequenos comprimentos de rampa (Renard et al., 1997; tab. 4). O uso do cultivo em faixas (tab. 4) que está associado à sementeira em nível demonstra ganho de 13,2 % em área frente ao primeiro sistema isolado (sementeira em nível). Mesmo assim, para os dois sistemas, é necessário utilizar outras medidas conservacionistas quando o fator P for igual a 1. Desse modo, medidas conservacionistas mais extremas como terraceamento pode ter seus custos minimizados quando implementados em conjunto com outras medidas.

### **Aplicação do fator P predefinido**

No planejamento conservacionista, quando não é possível obter valores especializados do fator P devido ao tamanho da área, podem ser usados valores predefinidos na tabela 2 (Wischmeier and Smith, 1978). Os valores contemplam algumas das práticas complementares de conservação como sementeira em nível e cultivo em contorno.

A sementeira em nível, recomendado para conservar o solo e mitigar processos erosivos, quando aplicado isoladamente, isto é, sem estar associado à outras práticas, não controla totalmente o escoamento superficial e as perdas de solo e água (Karlen et al. 2009). Nesse sentido, resultados demonstram que apenas a sementeira em nível com rotação de culturas reduz em 74% e 26% as perdas de solo e água, respectivamente, em relação à sementeira no sentido do declive (Cogo et al., 2007), o que reforça para o plantio em nível estar acoplado a outras práticas conservacionistas.

No estado do Rio Grande do Sul, sementeira em nível, uma das medidas mínimas de prática complementar, é frequentemente ignorada pelos agricultores como observado na tabela 3 e figura 3. O desleixo pelas práticas conservacionistas e a simplificação do sistema produtivo com aumento da compactação dos solos, tem potencializado os processos erosivos nos eventos de média a alta magnitude, com intensificação do escoamento superficial (Tiecher, 2015). Isso tem sido observado em toda a região sul do Brasil onde os valores do fator P está próximo a 1. Já quando utilizado os cenários conservacionistas, (tab.4; fig.5) baseada na inclinação do terreno e comprimento de rampa (tab.2), é possível observar que o fator P possui diferentes valores para cada classe de declividade e comprimento de rampa.

Com a utilização da sementeira em nível associada ao cultivo em faixas (fig.6), é notada uma redução da necessidade de outras práticas complementares de conservação (tab. 4), podendo reduzir os custos dos projetos com implementação de medidas mecânicas como,

por exemplo, terraceamento. No cultivo em faixas, é importante utilizar espécies distintas, por exemplo, nabo forrageiro ou aveia no inverno; e o milho e/ou soja na primavera e no verão. Nesse caso, proporcionam diferentes níveis de proteção do solo, pois os ciclos das culturas representam produções distintas de fitomassa (Franchini, *et al.*, 2007; Silva *et al.* 2010).

Outro benefício do cultivo em faixas é a criação de micro rugosidade entre as diferentes faixas de cultura, o que proporciona redução nos processos erosivos ao longo das encostas. Esse processo está associado à semeadura em nível que beneficia a micro rugosidade dentro de cada faixa de cultivo, proporcionando redução no transporte de água e solo. Isso pode influenciar nas taxas de escoamento superficial com redução de 50 % nas suas taxas frente ao cenário de apenas rotação de culturas (Karlen *et al.*, 2009).

### **Estudos futuros e aplicações do fator P**

A técnica para determinar o fator P não foi utilizada em toda a bacia do Rio Conceição devido à limitação da capacidade computacional para obtenção das linhas de semeadura em grande escala. Embora o estudo englobe apenas 3% da área da bacia, os resultados (tab. 3; fig. 3), representaram um indicativo dos principais valores do fator P e suas classes de maior frequência para os diferentes tamanhos de propriedades.

A atual determinação do fator P requer o auxílio de ferramentas capazes de automatizar o processo na determinação dos valores para cada local. É necessário que as práticas de modelagem avancem na compreensão da determinação do efeito de práticas mecânicas no processo e no uso de sensoriamento remoto para a captura do efeito de fator P. Tais avanços agilizariam a aquisição e o processamento dos valores oriundos do levantamento local e processamento de dados através do sensoriamento remoto (Van Der Zanden, *et al.*, 2013).

Novos estudos são necessários para aplicar os valores obtidos de forma a verificar sua eficiência de resposta no uso de modelos matemáticos, como a RUSLE (Renard *et al.*, 1997), SWAT (Williams and Arnold, 1997), SedNet (Prosser *et al.*, 2001) os mesmos devem ser testados para avaliar quais efeitos os valores espacializados do fator P influenciam nas estimativas de erosão bem como, a sensibilidade de cada modelo na variação da precipitação através das mudanças climáticas. Outra verificação para planejamento ambiental é a utilização de valores predefinidos do fator P na modelagem, com objetivo de avaliação e possíveis indicações de medidas complementares de conservação, como, por exemplo, o terraceamento quando necessário.



### 3.5 CONCLUSÃO

A técnica utilizada para determinação do fator P mostrou ser uma ferramenta prática, podendo facilitar o uso em grandes áreas tornando-a útil para o planejamento ambiental.

Outrossim, considerar apenas um valor único de fator P igual a 1 para toda a área avaliada pode superestimar a simulação da erosão, já que os valores médios para as áreas selecionadas foram de 0,8.

A utilização de um valor único para o fator P pode superestimar ou subestimar os resultados da erosão, pois valores do fator P variam na paisagem de acordo com a eficiência de semeadura em relação às curvas de nível do terreno.

Destaca-se que os altos valores encontrados para o fator P refletem a atual prática de semeadura em desnível e indicam a necessidade de medidas conservacionistas complementares.

### Agradecimentos

Agradeço a Capes pela concessão da bolsa e ao professor Daniel Gustavo Allasia Picilli e seus orientados pelo auxílio no desenvolvimento da programação de cálculo de ângulo.

### 3.6 REFERÊNCIAS

- Barbosa, F.T.; Bertol, I.; Werner, R.S.; Ramos, J.C. & Ramos, R.R. Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em três tipos e doses de resíduos em duas direções de semeadura direta. *R. Bras. Ci. Solo*, 36:1279-1290, 2012.
- Barbosa, F.T.; Bertol, I.; Luciano, R.V. & Pazferreiro, J. Proporção e tamanho de sedimentos e teor de carbono orgânico na enxurrada e no solo para dois cultivos e duas formas de semeadura. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1701-1710, 2010.
- Castro, N. E. A.; Silva, M. L. N.; Freitas, D. A. F.; Carvalho, G. J.; Marques, R. M.; Gontijo Neto, G. F. Plantas de cobertura no controle da erosão hídrica sob chuvas naturais. *Bioscience Journal*, v. 27, n. 5, p. 775-785, 2011.
- Cogo, N.P.; Portela, J.C.; Amaral, A.J.; Trein, C.R.; Gilles, L.; Bagatini, T. & Chagas, J.P. Erosão e escoamento superficial em semeadura direta efetuada com máquina provida de hastes sulcadoras, influenciadas pela direção da operação de semeadura e pela cobertura

- da superfície do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., Gramado, 2007. Anais... Gramado, 2007.
- Derpsch, R., Franzluebbers, A. J., Duiker, S. W., Reicosky, D. C., Koeller, K., Friedrich, T., et al. (2014). Why do we need to standardize no-tillage research? *Soil Till. Res.* 137, 16–22. doi: 10.1016/j.still.2013.10.002
- Desmet, PJ; Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil Water Conserv.* 51:427-433.
- Didoné, E.J., Minella, J.P.G., Merten, G.H., 2015. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. *J. Soils Sedim.* 15, 2334–2346. doi:http://dx.doi.org/10.1007/s11368-015-1160-0.
- FAO - Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, 2011. Escassez e degradação dos solos e da água ameaçam segurança alimentar. Disponível em: <https://www.fao.org.br/edsaasa.asp>. Acesso em: 18 abr. 2016.
- Foster, G.R., Yoder, D.C., Weesies, G.A., McCool, D.K., McGregor, K.C., Bingner, R.L., 2002. User's Guide-Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE 2). USDA - Agricultural Research Service, Washington, DC, USA, 1-76.
- Foster, G.R.; Johnson, C.B. & Moldenhauer, W.C. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 25:935-947, 1982.
- Franchini, J. C.; Crispino, C. C.; Souza, R. A.; Torres, E.; Hungria, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 92, n. 1-2, p.18 - 29, 2007.
- Fryirs, K., 2013. (Dis)connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surf. Process. Landf.* 38, 30-46.
- GAEC, 2009. Council Regulation (EC) No. 73/2009 establishing common rules for direct support schemes for farmers under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers. *Off. J. L30*, 16-92.
- Grant, G.E., O'Connor, J.E., Safran, E., 2017. Excursions in Fluvial (dis)continuity. *Geomorphology* 277, 146-154.
- Karlen D.L., Dinnes D.L., Tomer M.D., Meek D.W., Cambardella C.A., Moorman T.B.. 2009. Is no-tillage enough? A field-scale watershed assessment of conservation effects. *Electronic Journal of Integrative Biosciences* 7(2):1-24.
- Kinnell, PIA (2010). Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: a review. *Journal of Hydrology* 385: 384-397

- Kuok KKK, Mah DYS, Chiu PC (2013) Evaluation of C and P Factors in Universal Soil Loss Equation on Trapping Sediment: Case Study of Santubong River. *J Water Resour Prot* 5(12):1149-1154
- Lal, R. (2007). Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil Till. Res.* 94, 1-3. doi: 10.1016/j.still.2007.02.002
- Leite, M. H. S.; Couto, E. G.; Amorim, R. S. S.; Costa, E. L.; Maraschin, L. Perdas de solo e nutrientes num Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.689-699, 2009.
- Licciardello F, Toscano A, Cirelli GL, Consoli S, Barbagallo S. 2016. Evaluation of Sediment Deposition in a Mediterranean Reservoir: Comparison of Long Term Bathymetric Measurements and SWAT Estimations. *Land Degradation and Development*. DOI:10.1002/ldr.2557.
- Mausbach, M.J., and A.R. Dedrick. 2004. The length we go: measuring environmental benefits of conservation practices. *J. Soil Water Conserv.* 59:96A-103.
- Merten, G.H., Capel, P.D., Minella, J.P.G., 2014, Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors, *Journal of Soils and Sediments*, July 2014, Volume 14, Issue 7, pp. 1235-1241.
- Moore, I.D., Burch, G.J., 1986. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal* 50, 1294 -1298.
- Panagos, P., Karydas, C.G., Ballabio, C., Gitas, I.Z., 2014. Seasonal monitoring of soil erosion at regional scale: an application of the G2 model in Crete focusing on agricultural land uses. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.* 27B, 147-155.
- Panagos, P., Karydas, C.G., Gitas, I.Z., 2011. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European service. *Int. J. Digit. Earth*, 37-41, <http://dx.doi.org/10.1080/17538947.2011.587897>
- Park, SD; Lee, KS; Kim, GH; Shin, SS; Chae, KS; Cho, JW; Kim, MK; Kwag, TB; Hong, SC (2006). An estimation plan of the parameters for the soil erosion model considering regional characteristic. National Institute for Disaster Prevention, Seoul, 4-26. Publication No. 11-1660080-000017-01.

- Prosser, I.P., Rustomji, P., Young, B., Moran, C., Hughes, A., 2001. Constructing river basin sediment budgets for the National Land and Water Resources Audit. Technical Report 15/01. CSIRO Land and Water, Canberra.
- Reicosky, D. C. (2015). Conservation tillage is not conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 70(5):103A-108A. doi:10.2489/jswc.70.5.103A
- Renard, KG; Foster, GR; Weesies, GA; McCool, DK; Yoder, DC (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Agriculture Handbook.
- Romero-Díaz A, Marín-Sanleandro P, Ortiz-Silla R. 2012. Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams, South-eastern Spain. *Catena* 99: 42-53.
- Silva, A. P.; Babujia, L. C.; Franchini, J. C.; Souza, R. A.; Hungria, M. Microbial biomass under various soil- and cropmanagement systems in short and long-term experiments in Brazil. *Field Crops Research*, v. 119, n. 1, p. 20-26, 2010.
- Tiecher, T. Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos (2015). Or: Tales Tiecher. URI - Frederico Westphalen, RS, 152 p.
- USDA-United States Department of Agriculture, 2015. Wade, T; Claassen R, and Wallander; S. Conservation-Practice Adoption Rates Vary Widely by Crop and Region, EIB-147, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, December 2015. Disponível em < <http://www.ers.usda.gov/media/1979972/eib147.pdf> > Acesso em: abr. 2016.
- Williams, J.R., Arnold, J.G., 1997. A system of erosion-sediment yield models 11, 43-55.
- Wischmeier, W.H., and D.D. Smith. 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning*. USDA Handbook 537. Washington, DC: USDA-Science and Education Administration.
- Van Der Zanden, E.H., Verburg, P.H., Mucher, C.A., 2013. Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecol. Indic.* 27, 125-136.
- Verstraeten G, Prosser IP. 2008. Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale. *Geomorphology* 98: 199-212.
- Zhang, H., Yang, Q., Li, R., Liu, Q., Moore, D., He, P., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2013. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. *Computers & Geosciences* 52 (0), 177-188.

Yang, D., Shao, W., Yeh, P. J. F., Yang, H., Kanae, S., and Oki, T.: Impact of vegetation coverage on regional water balance in the nonhumid regions of China, *Water Resources Research*, 45, 450-455, 10.1029/2008wr006948, 2009.

**Tabela 1** – Representação dos valores da sementeira em contorno (Pd) para diferentes declividades.

(%) inclinação do terreno	*Sementeira em contorno Pd
0,0-7	0.55
7-11,3	0.6
11,3-17,6	0.8
17,6-26,8	0.9
>26,8	1

(\*Renard *et al.*, 1997)

**Tabela 2** - Práticas complementares de conservação do solo (Fator P) da Equação Universal de Perdas de Solo.

Cultivo em aclave e declive						P=1
Para cultivo em contorno						
Declividade (%)	Máximo comprimento de rampa (m)		Máxima largura das faixas (m)	Fator P		
	Semeadura em nível	Cultivo em faixas		Semeadura em nível	Cultivo em faixas	
1 - 2	122	244	40	0,6	0,3	
3 - 5	91	183	30	0,5	0,25	
6 - 8	61	122	30	0,5	0,25	
9 - 12	36	73	24	0,6	0,3	
13 - 16	24	49	24	0,7	0,35	
17 - 20	18	36	18	0,8	0,4	
21 - 25	15	30	15	1	0,45	

Fonte: Wischmeier and Smith (1978).

**Tabela 3** - Variação do fator P atual para as diferentes declividades de acordo com a eficiência de semeadura em contorno para cada área selecionada.

(%) inclinação do terreno	*Semeadura em contorno Pd	P final	% da área
0,0-7	0.55	0.5-0.6	9,03
7-11,3	0.6	0.6-0.7	20,20
11,3-17,6	0.8	0.7-0.8	29,48
17,6-26,8	0.9	0.8-0.9	23,21
>26,8	1	1	17,79

(\*Renard *et al.*, 1997)



**Tabela 4** - Representação do fator P para as áreas selecionadas da bacia do Rio Conceição com diferentes práticas complementares de conservação.

Cultivo em nível			Cultivo em faixas		
Fator P	ha	% Área	Fator P	ha	% Área
0,5	510	28,3	0,25	582	32,3
0,6	21	1,2	0,3	460	25,6
0,7	458	25,4	0,35	153	8,5
0,8	25	1,4	0,4	25	1,4
1	786	43,7	0,45	31	1,7
-	-	-	1	549	30,5
	1800	100		1800	100

**Legenda das figuras**

<b>Figura 1</b> - Localização das áreas selecionadas para o cálculo do fator P.....	41
<b>Figura 2</b> - Representação das interseções das linhas de semeadura e as curvas de nível.....	42
<b>Figura 3</b> - Representação espacial do fator P para as práticas conservacionistas atuais.....	43
<b>Figura 4</b> – Representação das áreas com semeadura adequada (<1, verde), e semeadura inadequada (>1, laranja).....	44
<b>Figura 5</b> - Representação da distribuição espacial do fator P predefinido para semeadura em nível.....	45
<b>Figura 6</b> - Representação da distribuição espacial do fator P predefinido para cultivo em faixa.....	46

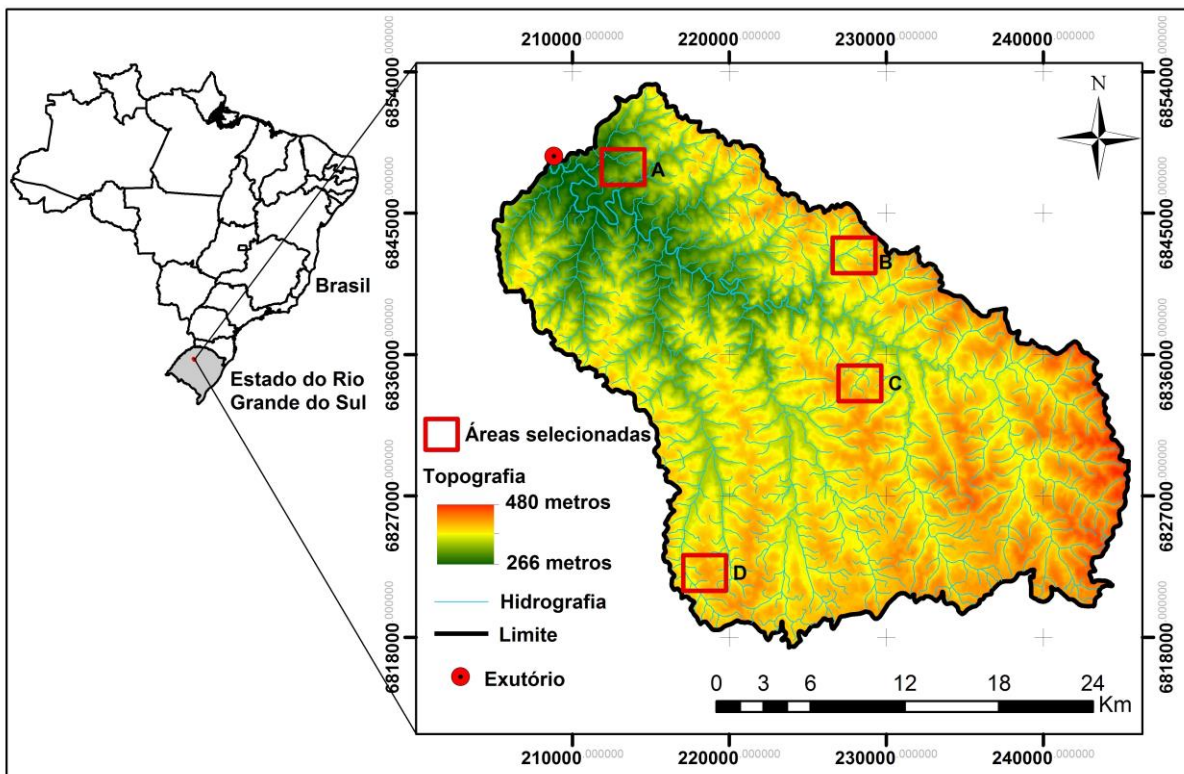


Figura 1

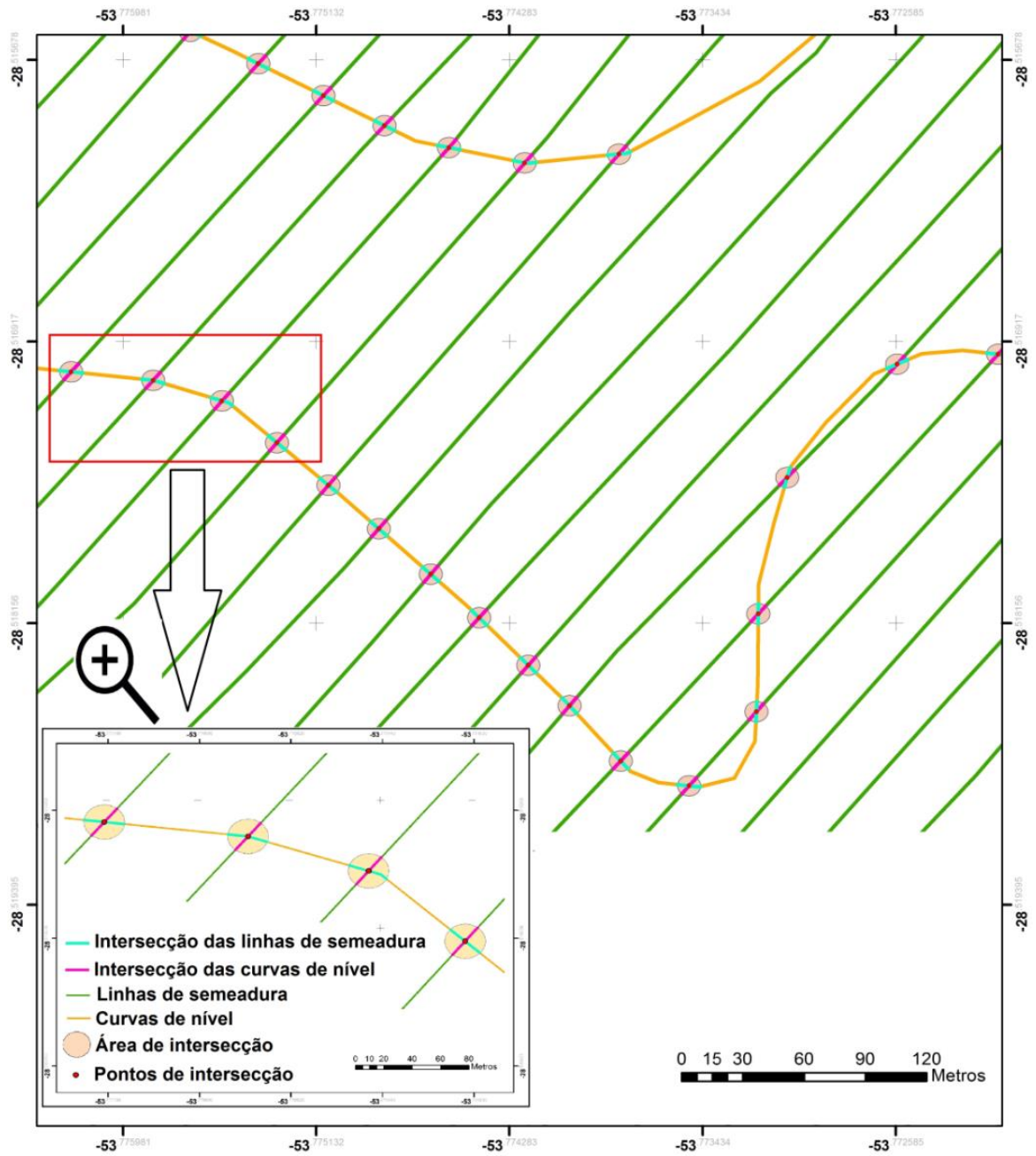


Figura 2

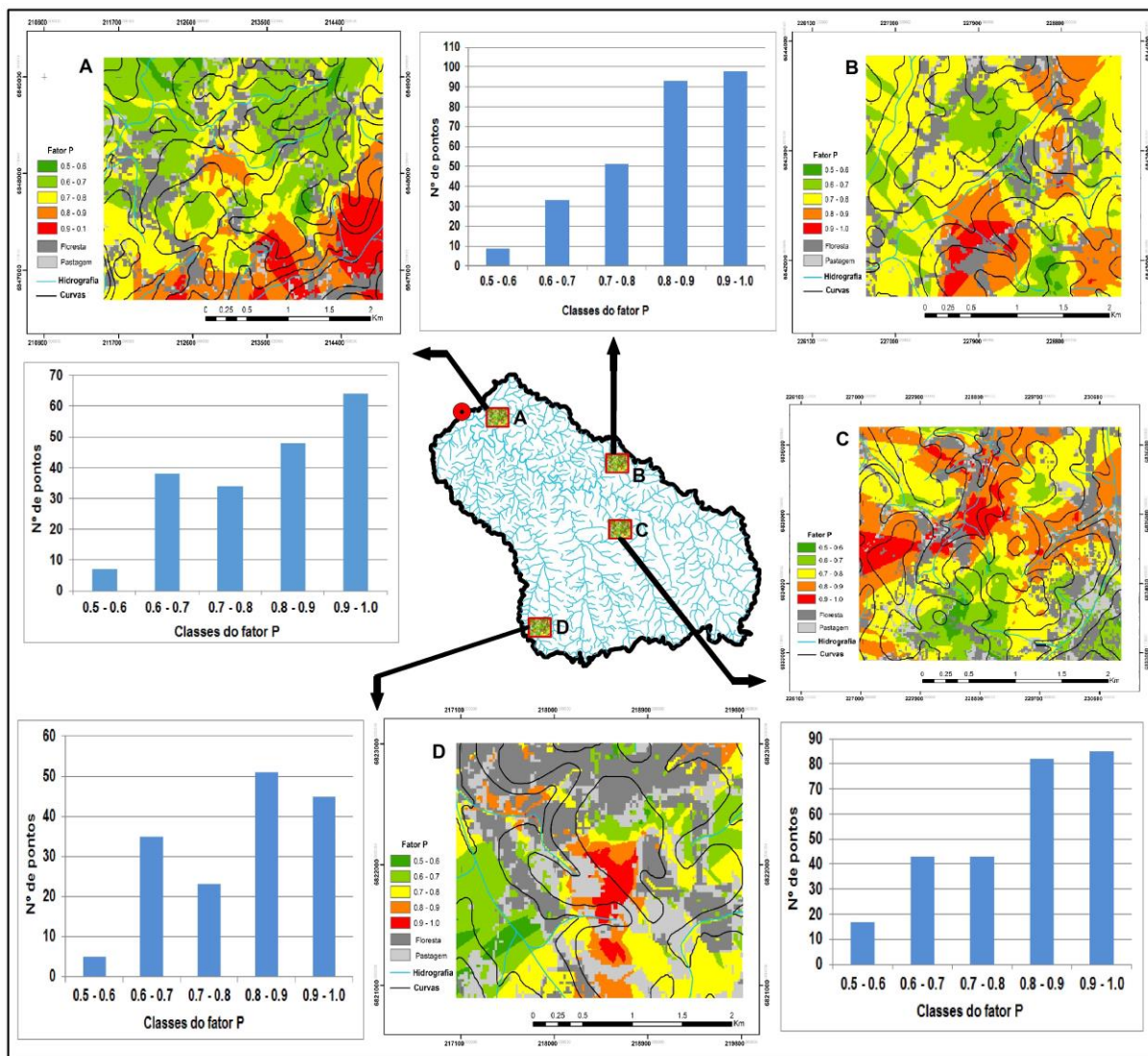
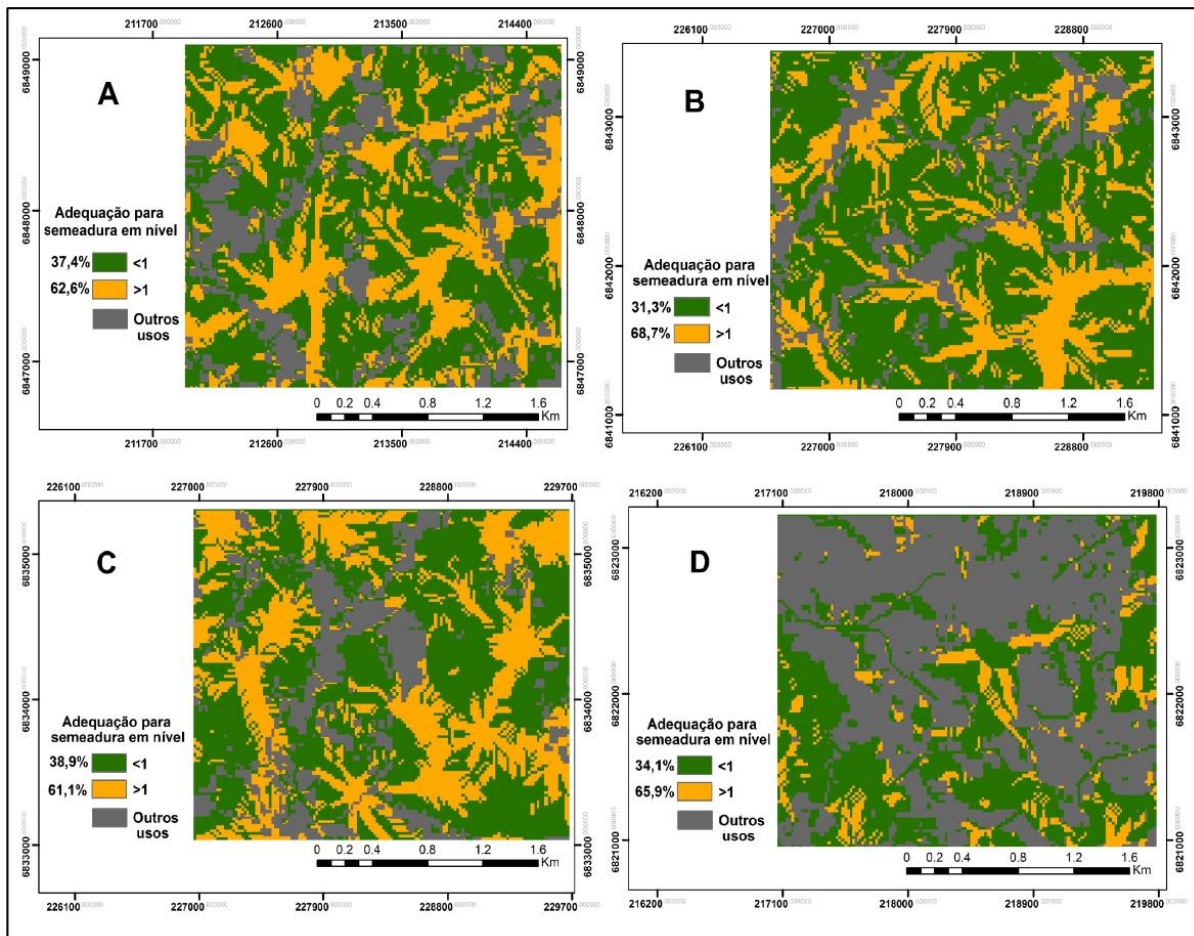


Figura 3





**Figura 4**

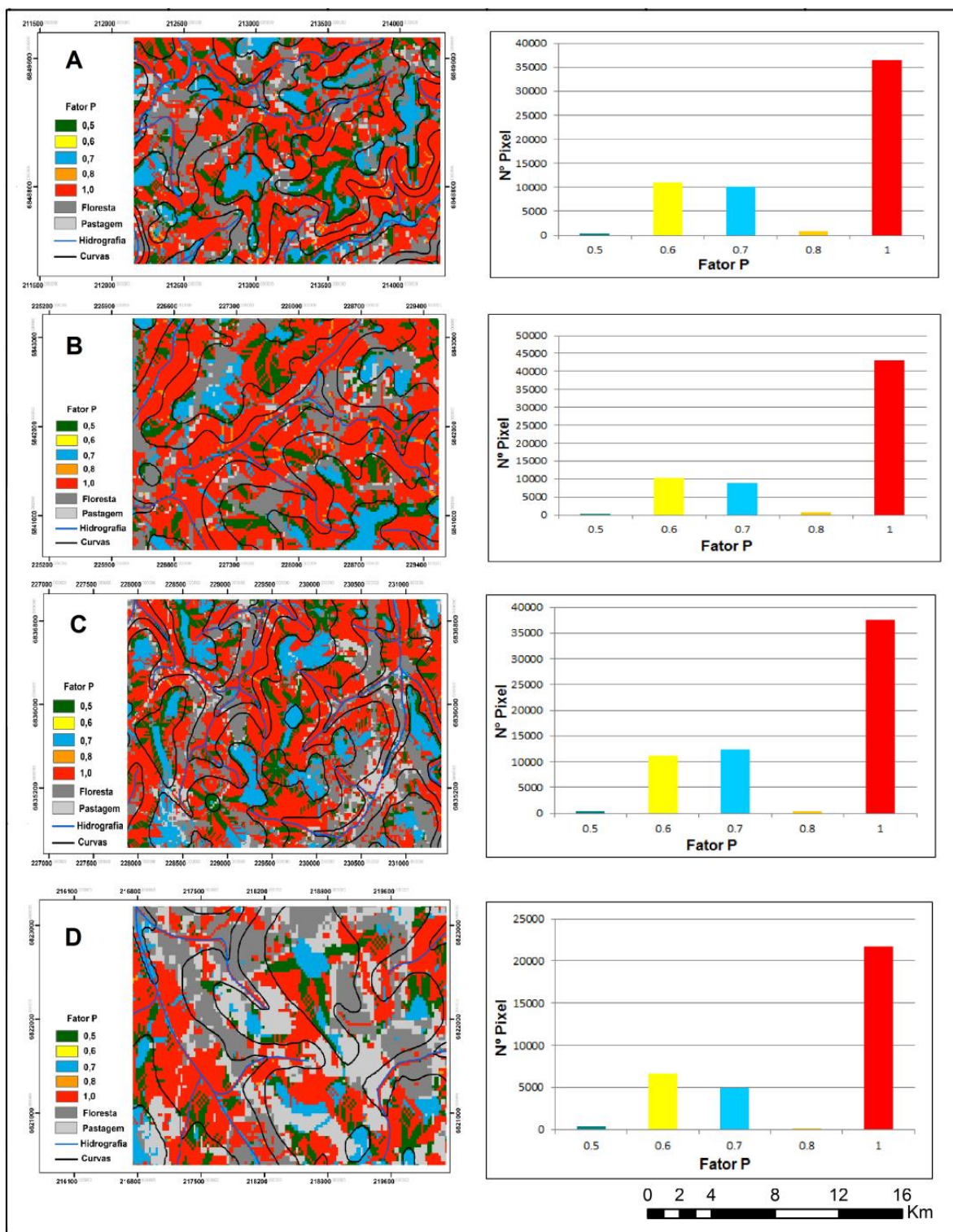


Figura 5

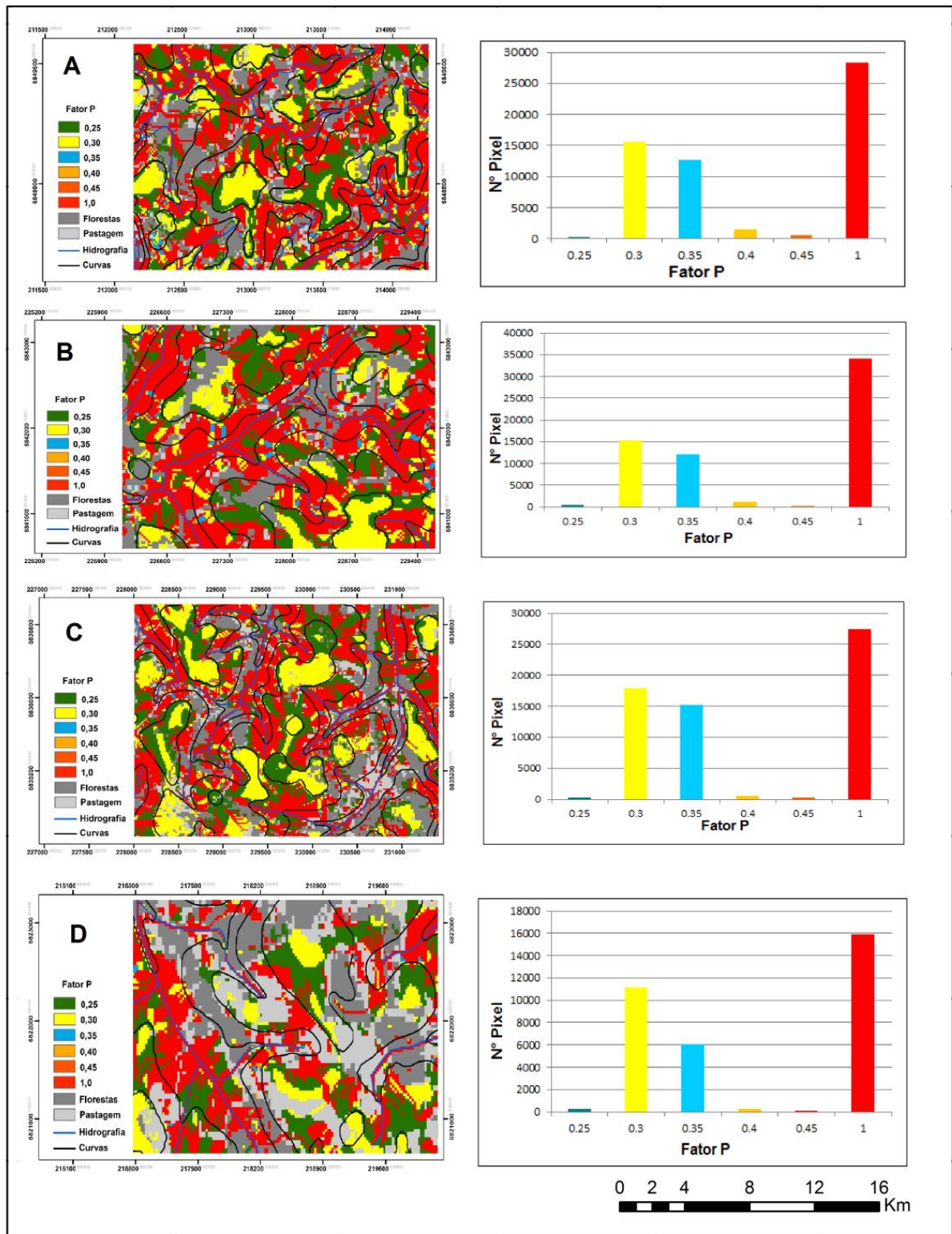


Figura 6



## 4 ARTIGO II

### **Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil<sup>2</sup>**

#### **4.1 ABSTRACT**

Erosion processes can be exacerbated when inappropriate soil conservation practices are implemented. In Brazil, very few measurements are available to quantify the impact of conservation practices on erosion processes in agricultural catchments. The objective of this study is to quantify the impact of different conservation measures on soil erosion and sediment dynamics in an agricultural catchment under no-till of southern Brazil, and to simulate conservation scenarios using a model calibrated with sediment data measured at the catchment outlet. Monitoring was carried out in a large agricultural catchment (800 km<sup>2</sup>) of southern Brazil affected by extensive soil erosion and runoff despite the widespread use of no-till. Rainfall, river water discharges and suspended sediment concentrations were monitored during a five-year period (2011–2015). The WaTEM/SEDEM model was then calibrated. After, four scenarios including a business-as-usual scenario and the implementation of alternative conservation strategies were simulated, and their impact on erosion, sediment deposition and sediment yield was quantified. All four scenarios were simulated twice, using either rainfall measured during a dry year or during a humid year. All the scenarios including alternative conservation measures drastically reduced erosion and sediment yields, with reductions reaching up to 400% when compared to the BAU scenario. The implementation of mechanical conservation measures such as crop levelling and terracing had the highest impact on soil erosion, and the most effective scenario included the

---

<sup>2</sup> Artigo elaborado de acordo com as normas do Soil & Tillage Research (submetido em 3 de fevereiro de 2017)

implementation of crop rotation, crop levelling, terracing and the creation of forest protected areas. Model simulations indicated that no-till alone has a low impact on erosion processes and that additional measures increasing the vegetation cover/density of the soil are necessary to significantly reduce sediment transfers in these agricultural areas. The simulations also demonstrate that during wet years, erosion processes increase on average by 33.9% for all scenarios. This study demonstrates that soil losses due to erosion processes remain significant and unsustainable in agricultural catchments of southern Brazil. Soil erosion is exacerbated by the lack of information provided to the farmers and the use of isolated conservation measures without coordination at the catchment scale. Farmers' and local communities' awareness should be raised to reduce soil degradation and sediment transfer to river systems.

**Keywords:** Soil Conservation; No-till; Connectivity; Sediment yield; WaTEM/SEDEM model; Terraces.

## 4.2 INTRODUCTION

According to Montgomery (2007), soil erosion remains the main mechanism of soil degradation, which threatens the global sustainability of the food production systems (Lal et al., 2012). In tropical and subtropical regions, soil erosion has often been accelerated by improper agricultural practices, and particularly by the failure to implement appropriate soil conservation measures, such as crop rotation, runoff control and contour farming. Several studies showed that soil degradation generates the loss of basic soil properties relevant to the farming system and/or an increase of the production costs (Derpsch et al., 2014; Lal, 2007; Reicosky, 2015).

In southern Brazil, farmers have often reduced conservation agriculture to the use of no-till alone (Reicosky, 2015). However, minimum tillage is not sufficient to control runoff production (Gómez et al., 2003). To be efficient, it should be associated with other measures such as contour farming and terracing to avoid an increase in surface runoff and the occurrence of erosive processes when runoff concentrates (Bertol et al., 2007; Bolliger et al.,

2006; Denardin et al., 2008). In addition, the low residue cover of the soil, due to the absence of crop rotation, is insufficient to protect the soil surface against the direct impact of rainfall (Souza *et al.*, 2012).

Few studies have documented the impacts of no-till farming on runoff and erosion at the catchment scale. However, there is a need to better understand the impact of conservation agriculture on the spatial and temporal dynamics of soil degradation and to identify the combination of control measures that would be the most efficient for controlling losses and transfers of water, soil, nutrients and agrochemicals.

Accordingly, catchment monitoring and modelling should be combined to design effective strategies to reduce the deleterious impacts of intensive farming. In large catchments (Boix-Fayos et al., 2008), the flow response and sediment concentrations can be monitored and related to rainfall and physiographic characteristics (relief, soil, use and management) in order to identify the main factors controlling runoff and sediment generation and their transfer across the landscape. Models can also be used to simulate the spatial and temporal dynamics of hydrological and erosive processes. They can be either deterministic (Knapen et al., 2007; Nearing et al., 1999; Okoro and Ibearugbulem, 2013) or empirical (Foster et al., 2003; Kinnell, 2010) and their performance will depend on the quality of the monitoring data and the availability of the input parameters (Horowitz et al., 2014; Merten et al., 2006). Once they have been calibrated, these models can also be used to simulate the impact of climate change (Nearing et al., 2004), or the effectiveness of various scenarios of conservation practices (Fu et al., 2005; Terranova et al., 2009; Wang et al., 2009) on sediment yields.

Empirical mathematical models based on the Universal Soil Loss Equation (Alatorre et al., 2012; Bezak et al., 2015; Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001; Verstraeten et al., 2002); and incorporating a transport capacity equation, such as WaTEM/SEDEM (Van Rompaey et al., 2001) provide powerful tools to simulate erosion and sediment transport at

the catchment scale (de Vente et al., 2008; Poesen, 2011). Studies with WaTEM/SEDEM model have generated satisfactory estimations of soil redistribution on hillslopes (de Moor and Verstraeten, 2008; Notebaert et al., 2011; Verstraeten et al., 2009); and sediment yields from catchments (Haregeweyn et al., 2013; Rompaey et al., 2005). The model has been widely used in different topographic, climatic and soil use conditions; (Keesstra et al., 2009; Quiñonero-Rubio et al., 2014; Rompaey et al., 2005). However, to the best of our knowledge, this model has never been applied in large catchments of Brazil despite the very high erosion rates occurring in this region of the world.

The objective of this current research is to quantify the impact of conservation measures on spatial variations of runoff and soil erosion in an agricultural catchment under no-till of southern Brazil. Accordingly, the impact of different conservation scenarios will be assessed through the use of a model calibrated based on 5-yrs monitoring data. The need to combine monitoring and modelling will then be discussed to propose the best set of conservation measures for a sustainable soil and water management in this region of the world.

### **4.3 MATERIAL AND METHODS**

#### **Study area**

The Conceição catchment is located in the northwest part of the southernmost State of Brazil (Rio Grande do Sul). It drains an area of 800 km<sup>2</sup>, and the monitoring station is located at the outlet (coordinates: 28°27'22"S and 53°58'24" W). According to Köppen's classification, the climate is of Cfa type, i.e. subtropical humid without dry season, with an average annual rainfall comprised between 1750 and 2000 mm and an average temperature of 17 °C. The geological bedrock is basaltic, and it is overlaid with deep and highly weathered soils (Oxisols, Ultisols, and Alfisols), with the Oxisols being the dominant soil class in the catchment. These soils are enriched in iron oxides and kaolinite. The landscape is

characterized by gentle slopes (6–9 %) on the top and on the hillsides, whereas steeper slopes (10–14 %) are found near the drainage channels. The main crops are soybean (*Glycine max*) during summer and wheat (*Triticum spp.*), oats (*Avena strigosa*), and ryegrass (*Lolium multiflorum*) during winter. The two latter crops provide straw used for mulching during summer and these fields may also be used as pasture for dairy cattle. No-tillage is applied on >80 % of the cropland area, without the implementation of additional erosion control measures such as terraces, strip cropping, vegetated ridges, or contour-farming. Other land uses including forests, wetlands, and urban areas cover less than 15% of the total catchment surface area.

The riparian areas found along the permanent river network are narrow (<10 m wide) and affected by cattle trampling, which prevents them from providing effective traps to stop sediment originating from upper parts of the catchment. The current land cover distribution in the catchment was used to define a business-as-usual (BAU) scenario representative of the conditions found in areas dedicated to grain farming in southern Brazil.

### **Hydro-sedimentary monitoring**

River monitoring was conducted during a 5-year period, from January 2011 to December 2015. Rainfall (R), river discharge (Q) and suspended sediment concentrations (SSC) were measured automatically at the catchment outlet every 10-minutes. In addition, manual measurements were made every 30–60 minutes during flood events.

River discharge (Q) was estimated from water level measurements using a limnigraph at the outlet station, through the conversion of pressure values into flow using the appropriate discharge rating curve calculated for the monitoring section. Consistence of this continuous monitoring data was compared to the daily measurements made by a local observer. SSC data was acquired automatically with a daily interval using a DH-48 sampler (USGS). In addition,

during flood events, river water samples were collected manually during both rising and falling stages.

Samples collected during flood events were brought back to the Sedimentology Laboratory at the Federal University of Santa Maria, Brazil, to determine SSC after evaporation and filtration of the samples (Shreve and Downs, 2005). In addition to the traditional sampling methods, a turbidity meter was used to increase the frequency of measurements. It was calibrated using SSC data acquired simultaneously, following the method described by (Merten et al., 2006; Minella et al., 2008).

Suspended solid discharge SSD ( $\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$ ) was estimated by multiplying instantaneous Q ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) and SSC ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) data. SSD was then used to calculate sediment yield (SY;  $\text{t}\cdot\text{year}^{-1}$ ), (Porterfield, 1977).

### **Modelling erosion processes**

Erosion processes were estimated using the spatially-distributed WaTEM-2000 model (Van Rompaey et al., 2001) developed to simulate water and tillage erosion, sediment deposition and to quantify sediment supply to the river channels. The model is divided into three modules: (I) assessment of annual soil loss using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard et al, 1997); (II) evaluation of the annual sediment transport capacity (Van Rompaey et al., 2001; Verstraeten et al., 2002), and (III) simulation of the sediment transfer pathway. The annual average of the gross soil erosion ( $E$ ;  $\text{kg m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ) is calculated for each pixel using Eq. (1):

$$\mathbf{E = R * K * LS_{2D} * C * P \quad (1)}$$

Where:  $R$  is the rainfall erosivity factor ( $\text{MJ mm m}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ),  $K$  is the soil erodibility factor ( $\text{kg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ),  $LS_{2D}$  is a parameter reflecting the slope steepness and length based on the algorithms of Desmet and Govers (1996), and the slope factor  $LS_{2D}$  is adjusted using a two-dimensional route algorithm (Van Oost et al., 2000) to account for rill, inter-rill and gully

erosion (Desmet et al., 1999), C is soil coverage factor (including biomass and mulch depending on soil use and management; (Renard et al, 1997), and P the (optional) soil conservation factor.

Two rainfall monitoring stations from the Water National Agency (ANA) located within the catchment (fig. 1) with 50-yr records were used to estimate the R factor. Erosivity was calculated using an equation using monthly and annual rainfall developed by Cassol et al., (2007) for Southern Brazil.

Erodibility (factor K) was calculated using equations developed by Roloff and Denardin (1994) for Brazilian soils. The physical and chemical parameters required to apply the equations were measured in the different soil classes, and their spatial distribution was estimated from the soil map. Acrisols showed the highest susceptibility to erosion with a K value of 0.03756, followed by Nitisols with a K of 0.01752. Oxisols, that cover approximately 80% of the catchment surface area, were associated with values ranging from 0.01155 to 0.01590. This demonstrates that most soils of the catchment show a very high aggregate stability.

In order to calculate the topographic factor ( $LS_{2D}$ ), the Digital Elevation Model (DEM) was created by interpolating between the contour lines of digital topographic maps with a 20-m resolution. The  $LS_{2D}$  factor was calculated based on the algorithm proposed by Desmet and Govers (1996).

The spatial distribution of the C-factor for the catchment fields was based on of the analysis of satellite images and field surveys (Table 1). In addition to the BAU conditions ( $C_{high}$ ), an alternative scenario ( $C_{low}$ ) was constructed including an increase of crop rotations, with the planting of turnip (winter) and maize (summer) in addition to the traditional soybean and wheat crops.

The P factor corresponds to the conservation measures, such as terracing, crop levelling, strip cropping and vegetated ridges implemented in the catchment. Currently, these measures are not found in the study area, and crops are usually sown in the direction parallel to the longest field boundary (i.e. typically perpendicular to the contour lines). In order to quantify the potential impact of crop levelling in the catchment, the angle between the contour lines and the sowing rows was measured (mean angle of 45°). According to the equation provided by (Renard et al, 1997). The sowing efficiency was estimated to 0.25, which will affect the value of P for each pixel depending on the local slope.

Eq. (1) estimates the amount of sediment generated, and consequently, transferred to lower sections of the hillslope until it reaches the drainage network. The amount of sediments transported by surface flow depends on the soil transport capacity (Tc) (Eq. 2), which is controlled by the physiographic factors of the cell considered (Van Rompaey et al., 2001). Tc is the maximum amount of soil that can be transported from a given pixel per length unit to the adjacent pixel, assuming that the transport capacity is proportional to the potential of gully erosion.

$$Tc = ktc * R * K * (LS_{2D} - 4.12 * S_g^{0.8}) \quad (2)$$

Where: Tc is the transport capacity expressed as (kg m<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), ktc is the coefficient of transport capacity, expressed in m; R, K and LS<sub>2D</sub> are RUSLE factors (Renard et al, 1997), and S<sub>g</sub> is the steepness of the slope (m m<sup>-1</sup>).

The transport capacity coefficient Ktc (m) describes the proportionality between the potential for rill erosion and the transport capacity. It can be interpreted as the theoretical upslope distance that is needed to produce sufficient sediment to reach the transport capacity of the cell considered, assuming a uniform slope and runoff discharge (Verstraeten et al., 2006).



WATEM/SEDEM employs a routing algorithm to transfer the eroded sediment from the source to the river network (Desmet and Govers, 1996; Van Oost et al., 2000) which was later improved by (Haregeweyn et al., 2013). The distribution between soil erosion, transport and deposition processes is controlled by the values of E (Erosion) and Tc (transport capacity): when  $E > Tc$ , deposition will occur, whereas there will be sediment transfer when  $E < Tc$ .

### **Model calibration and scenarios**

The model was calibrated based on sediment yields measured from 2011 to 2015. The calibration parameters were the transport coefficients  $K_{tc_{Low}}$  and  $K_{tc_{high}}$  obtained by minimizing the difference between simulated and measured values.

The parameters of plot efficiency (P<sub>tef</sub>) in cropland, forests and pastures were 20, 90 and 60, respectively. The parcel connectivity parameter (PC) was set to 20 for cropland and to 60 for forest and pasture. The method described by (Moriassi et al., 2007) was used to quantify the statistical efficiency of the WaTEM/SEDEM model to simulate the sediment yield.

Following the calibration of the model for the BAU conditions (factor P with 25% efficiency), four alternative scenarios including different combinations of conservation measures were modelled, with two sets of rainfall conditions (a dry year [R<sub>low</sub>] with 1458 mm, corresponding to the situation observed in 2013; vs. a wet year [R<sub>high</sub>] with 2251 mm, corresponding to 2014) to quantify their respective impact on erosion, deposition and sediment yield.

Five scenarios were modelled including a business-as-usual (BAU) scenario representing current land use and management conditions and four alternative soil conservation scenarios (Table 2):

It is noteworthy that The Brazilian Forestry Code legislation determines that certain areas, because of their importance for preserving the environment and water resources, be

considered areas of permanent preservation (APP). These include areas adjacent to rivers or natural or artificial reservoirs, and hilltops and hillside properties with an incline steeper than 45°. Suppression of the vegetation in these areas may only occur in cases of public need or social interest, provided previous authorization is obtained from the appropriate environmental agencies.

#### **4.4 RESULTS**

##### **Hydrology and sediment yield**

Figure 2 shows the rainfall variability and erosivity from 2011 to 2015. The monitoring period was heterogeneous, with long periods of drought in 2012 and periods of concentrated rainfall in 2011, 2014 and 2015. In contrast, 2013 was characterized by a rainfall amount close to the long-term average, despite the occurrence of rainfall events of low-to-medium intensity and storms of extreme magnitude. The high intensity rainfall observed in November and December 2015 is attributed to the El Niño phenomenon (Grimm and Saboia, 2015). This rainfall distribution affected the hydrological conditions in the river and the sediment fluxes. The highest sediment fluxes were observed during the years characterized by the highest water discharges (Table 3).

In addition to this inter-annual variability, water flow ( $Q$ ) and sediment yields ( $SY$ ) exhibited large seasonal variations controlled by rainfall distribution ( $R$ ) and agricultural practices affecting the sensitivity of soils to runoff and erosion (Figure 3).

The large impact of rainfall events occurring in spring on the increase of water discharges, runoff and sediment yield is demonstrated.

##### **Model efficiency analysis**

The model and the transport capacity coefficient ( $K_{tc}$ ) were initially calibrated considering the entire dataset covering the five years of monitoring ( $SY_A$  - Table 4). The model performance of the model measured by the efficiency index (NSE- Nash-Sutcliffe

Efficiency) was 40%. When excluding 2015 from the calibration data (SY<sub>B</sub> – Table 4), the efficiency of the model increased by 20%, to 60%. This is likely due to the atypical climate conditions observed in 2015, with the occurrence of several extreme events that likely modified the transport capacity and mobilized distinct sediment sources (e.g. channel banks, roads).

When restricting the calibration period to 2011–2014, the optimized PC and KTC<sub>Low</sub> values were 60 and 0.12 for forests and pastures, and 20 and 0.36 for cropland. The results of the simulations performed after the calibration are presented in table 4 and figure 4.

### **Modelling alternative soil conservation scenarios**

Sediment yields were simulated for the BAU conditions and the four alternative land cover scenarios (Table 5). Scenario I simulating the implementation of crop rotation with plants providing higher biomass densities to protect the soils reduced only erosion by 0.6% and sediment yield by 1% compared to the BAU scenario. Scenario II included crop rotation as well as crop levelling and terracing, and reduced erosion by 358%, deposition by 316% and sediment yield by 400%. Scenario III combined the conservation measures implemented in scenario II and areas of permanent forest preservation. It was the most effective, with a reduction of soil erosion by 378%, a decrease of sediment deposition by 274% and of sediment yield by 541%. Scenario IV combined the introduction of crop rotation and permanent forest preservation areas and led to a decrease of only 6.8% in erosion and of approximately 38% in sediment yield. Furthermore, this was the only scenario associated with an increase of sediment deposition rates (14%).

Overall, all simulated processes (erosion, deposition and sediment yield) were 33.9% higher under wet conditions (R<sub>high</sub>) than under dry conditions (R<sub>low</sub>; Figure 5).

Figure 6 shows the spatial pattern of soil losses within the Conceição catchment, illustrating the important role played by topography (including slope length, steepness and

curvature) to explain spatial variations of erosion. Large volumes of runoff and sediment may accumulate on the long convex hillslopes and concentrate when reaching the river system, which exposes the lower third section of the slopes to higher erosion rates.

## **4.5 DISCUSSION**

### **Effectiveness of land cover scenarios to control soil erosion and sediment yield**

A comparison of the results of all scenarios for both dry ( $R_{low}$ ) and wet ( $R_{high}$ ) conditions shows that scenario III is the most efficient in reducing the intensity of erosion and sediment transfer processes. Among the measures included in this scenario, the mechanical conservation measures (simulated in both scenarios II and III) are likely the most effective as they lead to a three-fold decrease of soil loss and sediment yields. In contrast, the introduction of a crop rotation alone (scenario I) does not provide significant erosion control. Results comparable to those obtained for scenario II are simulated for scenario III, including the implementation of APPs. The contribution of APPs alone, without the association with mechanical measures, is simulated in scenario IV. The model indicates the relatively low efficiency of this scenario to control erosion processes, although it is the single set of conditions leading to a 14% increase in sediment deposition. This result illustrates the reduction of sediment velocity and the greater retention of sediment in the APPs. Previous studies demonstrated that riparian vegetation leads to a drastic decrease of sediment delivery (Cooper et al., 1987; Verstraeten et al., 2006). However, when applied without the implementation of additional measures to control sediment production at the source, this strategy is found not to be efficient in controlling erosion (less than 10% reduction when compared to the BAU scenario), as cropland was shown to provide the main source of sediment in this catchment (Tiecher et al., 2014).

### **Impact of land cover scenarios on sediment connectivity**

Several scenarios have a clear impact on sediment connectivity, by affecting the link between the sediment produced on the hillslopes and the material transiting the river (Croke et al., 2005). In particular, the implementation of forest preservation areas in zones of flow convergence or in the alluvial plains decreases sediment connectivity (Quiñonero-Rubio et al., 2014). For instance, a change in land use in targeted zones through the reforestation in fragile areas (Rompaey and Govers, 2002) may have an immediate impact and reduce gross erosion and connectivity (Alatorre et al., 2012). When implementing APPs in the catchment, the model simulated a 38% reduction in sediment yield and a 14% increase in sediment deposits (fig. 5), but it had little impact on gross erosion. The large heterogeneities in sediment connectivity simulated in the catchment may reflect the spatial pattern of the conservation measures implemented in the region (e.g. location of terraces; Fig. 5-6) or the intensity of rainfall events. As found in other regions of the world, the highest sediment connectivity between hillslopes and rivers is achieved during the most intense events (e.g. during typhoons in Asia), (Chartin et al., 2016). The lower efficiency of the WaTEM/SEDEM model during the most intense events may be explained by the fact that roads and channels were not taken into account by the model, and their inclusion in the future should improve the quality of the results during these intense storms.

### **Improvement of soil conservation in Southern Brazil**

The scenario simulations demonstrated that there is a need to combine erosion control measures on the cultivated fields (e.g. implementation of crop rotations, increase of the vegetation cover of the soils) to reduce soil loss at the source, with additional measures reducing sediment connectivity between hillslopes and rivers. The catchment is characterized by the intensive soybean/wheat monoculture, which limits the diversity of crops characterized by contrasting growing stages. In Europe, the variety of crops found on a hillslope may create heterogeneous landscape mosaics, with bare soils producing runoff/sediment and zones

densely covered by vegetation that may infiltrate runoff and trap sediment (Evrard et al., 2007; Souchère et al., 2005). The main soil characteristics controlling runoff and sediment production at the field scale (i.e., soil cover by vegetation, soil roughness, crusting stage) generally vary throughout the year, as a result of plant growth, weather conditions and farming practices (Cerdan et al., 2002; Evrard et al., 2008a). In southern Brazil, the most sensitive periods for runoff and erosion are winter and spring, during the plant initial growth stage or after the harvest, when rainfall is the most abundant (Figure 3). The modelled scenarios showed that soil cover by vegetation is not sufficient during these periods to control erosion (Figure 5; Table 5), and it should be increased to better protect the soils and further limit runoff/sediment production (Reicosky, 2015).

In addition, measures aimed to reducing sediment connectivity will act as a physical barrier and prevent the sediment from reaching the water bodies when they are located on the main runoff/sediment flow pathways (Boix-Fayos et al., 2008). Specific plantation patterns (e.g. crop levelling, contour ploughing) can reduce sediment connectivity (Karlen et al., 2009). Species such as elephant (*Pennisetum purpureum*), vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and lemon grasses (*Cymbopogon citratus*) were shown to provide effective sediment retention traps when planted in thalwegs or in concentrated flow areas (Fiener and Auerswald, 2003; Verstraeten et al., 2002). An alternative to the planting of specific vegetation species could be the installation of small earthen dams in the thalwegs in order to slow down runoff and trap sediment. In Europe, these measurements were shown to reduce sediment yield by 90% (Evrard et al., 2008a; Evrard et al., 2008b). Importantly, there is a need to coordinate the implementation of these control measures, both at the source and on the main flow pathways, at the catchment scale in order to increase their effectiveness, as it was illustrated in regions of Northwestern Europe where this type of measures were monitored in pilot areas (Evrard et al., 2010).

### **Perspectives for future research**

Despite the widespread use of no-till in Southern Brazil, soil erosion and sediment transfer remain excessive. Additional measures should be taken to improve this situation, through the implementation of mechanical conservation measures, the increase of biomass cover density of the soil, and the decrease of traffic of agricultural machinery to increase the soil infiltration rates and sediment trapping (Denardin et al., 2008).

A previous modelling study compared the impact of applying conventional tillage vs. no-till in a 20-km<sup>2</sup> catchment of Southern Brazil characterized by similar soil characteristics, relief and land use as the study site investigated by the current research (Castro et al., 1999). These authors showed that the runoff coefficient was higher when applying no-till alone (7.7%) than when combining the use of conventional tillage and terraces (5.8%). Other studies used the sediment fingerprinting technique to quantify the sources supplying sediment to river systems of Southern Brazil. They showed that soils found in lower parts of the catchment, cultivated with conventional practices on steep slopes, were the main source of sediment to the Guaporé River network (Le Gall et al., 2016). In contrast, soils found in upper parts of the catchment, cultivated with soybean under direct sowing, deposited in ponds or in riparian areas before reaching the sediment sampling location at the outlet. This demonstrates the effectiveness of a strategy combining measures at the source and physical barriers along the main flow pathways in the catchment.

Although models can provide powerful helping-decision tools for environmental management, their use depends on the availability of large input datasets in order to calibrate (Tab.4). In the future, other soil erosion models such as STREAM (Cerdan et al., 2002), APEX (Williams et al., 2008), or SWAT (Williams and Arnold, 1997) could be used to investigate the impact of climate change on the effectiveness of conservation measures. The magnitude and the frequency of heavy storms is expected to increase, which should modify

the production and the transfer of sediment across the landscape. The analysis of sediment (dis)connectivity impact by these changes in interaction with various conservation scenarios could usefully be tested in order to preserve soil and water resources and their sustainable use for agriculture production.

#### **4.6 CONCLUSIONS**

Sediment fluxes were monitored from 2011 to 2015 in the Conceição catchment, representative of cultivated environments under no-till in Southern Brazil. Very high sediment yields, characterized by strong inter-annual variations ( $37\text{--}259\text{ t km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ ), were measured at the catchment outlet. These results illustrate that the use of no-tillage alone is not sufficient to control soil erosion in this region. The WaTEM/SEDEM erosion model was calibrated with the unique dataset obtained in Conceição, and was subsequently used to simulate land cover scenarios in order to propose a sustainable use of soil resources in this agricultural region.

The combination of direct sowing with measures recommended by the conservation agriculture principles (e.g. increase in biomass cover of the soil, crop rotation, physical barriers) was shown to lead to a 3-to-5 fold reduction of soil loss and sediment yields in this region. Model simulations demonstrated in particular the need to implement mechanical measures and to preserve riparian forests to slow down runoff and trap sediment. This integrated soil conservation strategy should be tested in these environments of Southern Brazil, in order to promote sustainable farming practices and prevent the further degradation of water quality.

#### **Acknowledgements**

The research benefited from the support of the CAPES-COFECUB project n° Te870-15.



#### 4.7 REFERENCES

- Alatorre, L.C., Beguería, S., Lana-Renault, N., Navas, A., García-Ruiz, J.M., 2012. Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 1321–1334. doi:10.5194/hess-16-1321-2012
- Bertol, I., Cogo, N.P., Schick, J., Gudagnin, J.C., Amaral, A.J., 2007. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 31, 133–142. doi:10.1590/S0100-06832007000100014
- Bezak, N., Rusjan, S., Petan, S., Sodnik, J., Mikoš, M., 2015. Estimation of soil loss by the WATEM/SEDEM model using an automatic parameter estimation procedure. *Environ. Earth Sci.* doi:10.1007/s12665-015-4534-0
- Boix-Fayos, C., De Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Castillo, V., 2008. The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield 22, 4922–4935. doi:10.1002/hyp.7115
- Bolliger, A., Magid, J., Amado, J.C.T., Skóra Neto, F., Ribeiro, M. de F. dos S., Calegari, A., Ralisch, R., de Neergaard, A., 2006. Taking Stock of the Brazilian “Zero-Till Revolution”: A Review of Landmark Research and Farmers’ Practice. *Adv. Agron.* 91, 47–110. doi:10.1016/S0065-2113(06)91002-5
- Cassol, E.A., Martins, D., Luiz, F., Eltz, F., Lima, V.S. De, 2007. Erosividade e padrões hidrologicos das chuvas de Ijuí ( RS ) no período de 1963 a 1993 Erosivity and hydrological patterns of Ijuí ( RS , Brazil ) rainfalls in the period of 1963 to 1993. *Rev. Bras. Agrometeorol.* 15, 220–231.
- Castro, N.M.D.R., Auzet, A.-V., Chevallier, P., Leprun, J.-C., 1999. Land use change effects on runoff and erosion from plot to catchment scale on the basaltic plateau of Southern

Brazil. *Hydrol. Process.* 13, 1621–1628.

Cerdan, O., Souchère, V., Lecomte, V., Couturier, A., Le Bissonnais, Y., 2002. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *CATENA* 46, 189–205. doi:10.1016/S0341-8162(01)00166-7

Chartin, C., Evrard, O., Laceby, J.P., Onda, Y., Otlé, C., Lefèvre, I., Cerdan, O., 2016. The impact of typhoons on sediment connectivity: Lessons learnt from contaminated coastal catchments of Fukushima Prefecture (Japan). *Earth Surface Processes and Landforms*. DOI: 10.1002/esp.4056.

Cooper, J.R., Gilliam, J.W., Daniels, R.B., Robarge, W.P., 1987. Riparian areas as filters for agricultural sediment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*

Croke, J., Mockler, S., Fogarty, P., Takken, I., 2005. Sediment concentration changes in runoff pathways from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity 68, 257–268. doi:10.1016/j.geomorph.2004.11.020

De Moor, J.J.W., Verstraeten, G., 2008. Alluvial and colluvial sediment storage in the Geul River catchment (The Netherlands) — Combining field and modelling data to construct a Late Holocene sediment budget. *Geomorphology* 95, 487–503. doi:10.1016/j.geomorph.2007.07.012

Denardin, J.E., Kochhann, R.A., Faganello, A., Sattler, A., Manhago, D.D., 2008. “Vertical mulching” como prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 32, 2847–2852. doi:10.1590/S0100-06832008000700031

Derpsch, R., Franzluebbbers, A.J., Duiker, S.W., Reicosky, D.C., Koeller, K., Friedrich, T., Sturny, W.G., Sá, J.C.M., Weiss, K., 2014. Why do we need to standardize no-tillage research? *Soil Tillage Res.* doi:10.1016/j.still.2013.10.002

- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil Water Conserv.* 51, 427–433.
- Desmet, P.J.J., Poesen, J., Govers, G., Vandaele, K., 1999. Importance of slope gradient and contributing area for optimal prediction of the initiation and trajectory of ephemeral gullies.
- Evrard, O., Heitz, C., Liégeois, M., Boardman, J., Vandaele, K., Auzet, A.-V., van Wesemael, B., 2010. A comparison of management approaches to control muddy floods in central Belgium, northern France and southern England. *L. Degrad. Dev.* 21, 322–335. doi:10.1002/ldr.1006
- Evrard, O., Persoons, E., Vandaele, K., Wesemael, B. Van, 2007. Effectiveness of erosion mitigation measures to prevent muddy floods : A case study in the Belgian loam belt 118, 149–158. doi:10.1016/j.agee.2006.02.019
- Evrard, O., Vandaele, K., van Wesemael, B., Biielders, C.L., 2008a. A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology* 100, 419–428. doi:10.1016/j.geomorph.2008.01.010
- Evrard, O., Vandaele, K., Wesemael, B. Van, Biielders, C.L., 2008b. A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt 100, 419–428. doi:10.1016/j.geomorph.2008.01.010
- Fiener, P., Auerswald, K., 2003. Effectiveness of Grassed Waterways in Reducing Runoff and Sediment Delivery from Agricultural Watersheds. *J. Environ. Qual.* 32, 927. doi:10.2134/jeq2003.9270
- Foster, G.R., Toy, T.E., Renard, K.G., 2003. Comparison of the USLE, RUSLE1.06c, and RUSLE2 for Application to Highly Disturbed Lands. USDA-ARS 154–160.
- Fu, B.J., Zhao, W.W., Chen, L.D., Zhang, Q.J., Lü, Y.H., Gulinck, H., Poesen, J., 2005. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case

- study in the Loess Plateau of China. *L. Degrad. Dev.* doi:10.1002/ldr.646
- Gall, M. Le, Evrard, O., Dapoigny, A., Tiecher, T., Zafar, M., Paolo, J., Minella, G., Laceby, J.P., Ayrault, S., 2017. Tracing sediment sources in a subtropical agricultural catchment of southern Brazil cultivated with conventional and conservation farming practices.
- Gómez, J.A., Battany, M., Renschler, C.S., Fereres, E., 2003. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manag.* 19, 127–134. doi:10.1111/j.1475-2743.2003.tb00292.x
- Haregeweyn, N., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vente, J.D.E., Nyssen, J., Deckers, J., Moeyersons, J., 2013. Assessing the performance of a spatially distributed soil erosion and sediment delivery model ( WaTEM / SEDEM ) IN 204, 188–204.
- Horowitz, A.J., Elrick, K.A., Smith, J.J., Stephens, V.C., 2014. The effects of Hurricane Irene and Tropical Storm Lee on the bed sediment geochemistry of U.S. Atlantic coastal rivers. *Hydrol. Process.* 28, 1250–1259. doi:10.1002/hyp.9635
- Karlen, D.L., Dinnes, D.L., Tomer, M.D., Meek, D.W., Cambardella, C.A., Moorman, T.B., 2009. Is No-Tillage Enough? A Field-Scale Watershed Assessment of Conservation Effects 7, 1–24.
- Keesstra, S.D., van Dam, O., Verstraeten, G., van Huissteden, J., 2009. Changing sediment dynamics due to natural reforestation in the Dragonja catchment, SW Slovenia. *CATENA* 78, 60–71. doi:10.1016/j.catena.2009.02.021
- Kinnell, P.I.A., 2010. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *J. Hydrol.* 385, 384–397. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.01.024
- Knapen, A., Poesen, J., Govers, G., Gyssels, G., Nachtergaele, J., 2007. Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *Earth-Science Rev.* 80, 75–109. doi:10.1016/j.earscirev.2006.08.001
- Lal, R., 2007. Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil Tillage*

Res. 94, 1–3. doi:10.1016/j.still.2007.02.002

Lal, R., Delgado, J.A., Gulliford, J., Nielsen, D., Rice, C.W., Pelt, R.S. Van, 2012. extreme events 67, 162–166. doi:10.2489/jswc.67.6.162A

Grimm, A. M. e J. P. J. Saboia, 2015: Interdecadal variability of the South American precipitation in the monsoon season. *J. Climate*, 28, 755-775, doi: 10.1175/JCLI-D-14-00046.1

Merten, G.H., Horowitz, A., Clarke, R., Minella, J., Pickbrenner, K., Pinto, M., 2006. Considerações sobre a utilização da curva-chave para determinação de fluxo de sedimentos - Quantificação das incertezas nas estimativas do fluxo de sedimentos em suspensão, gerados a partir de uma curva-chave.

Minella, J.P.G., Merten, G.H., Reichert, J.M., Clarke, R.T., 2008. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrol. Process.* 22, 1819–1830. doi:10.1002/hyp.6763

Montgomery, D.R., 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 13268–72. doi:10.1073/pnas.0611508104

Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Liew, M.W. Van, Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. *M e g s q a w s* 50, 885–900.

Nearing, M.A., Govers, G., Norton, L.D., 1999. Variability in Soil Erosion Data from Replicated Plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1829. doi:10.2136/sssaj1999.6361829x

Nearing, M., Pruski, F.F., O’Neal, M.R., 2004. Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. *J. Soil Water Conserv.* 59, 43–50.

Notebaert, B., Verstraeten, G., Ward, P., Renssen, H., Rompaey, A. Van, 2011. Geomorphology Modeling the sensitivity of sediment and water runoff dynamics to Holocene climate and land use changes at the catchment scale 126, 18–31. doi:10.1016/j.geomorph.2010.08.016

- Okoro, B.C., Ibearugbulem, 2013. Gully Erosion Control along NWORIE River in Owerri, Imo State-A Deterministic Model Approach. *Ijmer* 3, 1774–1782.
- Poesen, J., 2011. Challenges in gully erosion research 17, 5–9.
- Porterfield, 1977. Computation of fluvial-sediment discharge.
- Quiñonero-Rubio, J.M., Nadeu, E., Boix-Fayos, C., de Vente, J., 2014. Evaluation of the Effectiveness of Forest Restoration and Check-Dams to Reduce Catchment Sediment Yield. *L. Degrad. Dev.* 27, 1018–1031. doi:10.1002/ldr.2331
- Reicosky, D.C., 2015. Conservation tillage is not conservation agriculture. *J. Soil Water Conserv.* 70, 103A–108A. doi:10.2489/jswc.70.5.103A
- Renard et al, 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), 703rd ed. Washington, DC.
- Roloff, G & Denardin, JE (1994). Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In. Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, Florianópolis. 10º, Anais. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.150-151.
- Rompaey, A. Van, Bazzoffi, P., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 2005. Modeling sediment yields in Italian catchments. *Geomorphology* 65, 157–169. doi:10.1016/j.geomorph.2004.08.006
- Rompaey, A.J.J. Van, Govers, G., n.d. Data quality and model complexity for regional scale soil erosion prediction. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 16, 663–680.
- Shreve, E.A., Downs, A.C., 2005. Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory.
- Souza, C.M. de; Pires, F.R.; Partelli, F.L.; Assis, R.L. de Adubação verde e rotação de culturas. Viçosa: Ed. UFV, 2012.108p.
- Souchère, V., Cerdan, O., Dubreuil, N., Le Bissonnais, Y., King, C., 2005. Modelling the

impact of agri-environmental scenarios on runoff in a cultivated catchment (Normandy, France). *CATENA* 61, 229–240. doi:10.1016/j.catena.2005.03.010

Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., Iaquina, P., 2009. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology* 112, 228–245. doi:10.1016/j.geomorph.2009.06.009

Tiecher, T., Paulo, J., Minella, G., Miguel, P., Rasche, J.W., Pellegrini, A., Capoane, V., Ciotti, L.H., Luiz, G., 2014. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. 639–649.

Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landsc. Ecol.* doi:10.1023/A:1008198215674

Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surf. Process. Landforms.* doi:10.1002/esp.275

Vente, J. De, Poesen, J., Verstraeten, G., 2008. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain 60, 393–415. doi:10.1016/j.gloplacha.2007.05.002

Verstraeten, G., Oost, K. Van, Rompaey, A. Van, Poesen, J., Govers, G., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use Manag.* 19, 386–394. doi:10.1079/SUM2002150

Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G., 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads : an overestimated control measure ? 4267, 4259–4267. doi:10.1002/hyp.6155

Verstraeten, G., Rommens, T., Peeters, I., Poesen, J., Govers, G., Lang, A., 2009. A

temporarily changing Holocene sediment budget for a loess-covered catchment (central Belgium). *Geomorphology* 108, 24–34. doi:10.1016/j.geomorph.2007.03.022

Wang, G., Hapuarachchi, P., Ishidaira, H., Kiem, A.S., Takeuchi, K., 2009. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield During Individual Rainstorms at Catchment Scale. *Water Resour. Manag.* 23, 1447–1465. doi:10.1007/s11269-008-9335-8

Williams, J.R., Arnold, J.G., 1997. A system of erosion-sediment yield models 11, 43–55.

Williams, J.R., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Gasaman, P.W., Green, C.H., 2008. History of model development at Temple, Texas. *Hydrol. Sci. J.* 53, 948–960. doi:10.1623/hysj.53.5.948



**Table 1** - Values for the soil cover factor (C) simulated for the Conceição River Catchment.

	C	Cs	Cc	PU	Rs
C <sub>high</sub> : Soybean/Fallow/Wheat/Soybean*	0.01794	0.122	0.576	0.236	0.980
C <sub>low</sub> : Soybean/Turnip/Corn/Wheat	0.01260	0.106	0.529	0.170	0.969

\* Business-as-usual; C = Factor C, Cs = Soil Cover, Cc = Cover by canopy, PU = Prior land use, Rs = surface roughness.

**Table 2:** Scenarios modelled in the Conceição River catchment.

Scenarios	Factor C	Additional conservation measure		
BAU	C <sub>high</sub>	-	-	-
Scenario I	C <sub>low</sub>	-	-	-
Scenario II	C <sub>low</sub>	CL	T	-
Scenario III	C <sub>low</sub>	CL	T	APP
Scenario IV	C <sub>low</sub>	APP	-	-

(BAU) business-as-usual scenario: C<sub>high</sub>; Scenario I: C<sub>low</sub>; Scenario II: C<sub>low</sub> + CL + T; Scenario III: C<sub>low</sub> + CL + T + APP; Scenario IV: C<sub>low</sub> + APP. Where: CL: crop leveling; T: terracing; APP: areas of permanent preservation.

**Table 3** - Representation of hydrossedimentological variables of the Conceição River catchment for the monitoring period (2011 to 2015).

Year	R	EI <sub>30</sub>	SSD(kg s <sup>-1</sup> )		Q (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )		SY
			Mean	Maximum	Mean	Maximum	
2011	2135	11222	2.58	423.5	24.2	998.3	119.5
2012	1632	9476	1.53	264.7	13.4	541.2	73.6
2013	1458	8164	0.73	57.5	18.6	488	36.8
2014	2251	12129	1.72	365.3	31.6	1442.8	154.4
2015	2470	12368	2.14	457.39	35.9	1051.7	259.1

R: rainfall (mm); SSD: suspended sediment discharge; Q: Flow rate (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), SY: Sediment yield (t. km<sup>-2</sup>); EI<sub>30</sub> (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>).

**Table 4** - Representation of calibration from sediment yield at the monitoring station and efficiency of the model.

			SY <sub>A</sub> (t. km <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> )	SY <sub>B</sub> (t. km <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> )
			NSE=0.57	NSE=0.40
Year	EI <sub>30</sub>	Measured	Simulated	Simulated
2011	11222	119.5	107.5	120.6
2012	9476	73.6	87.5	98.1
2013	8164	36.8	37.9	84.5
2014	12129	154.4	114.1	127.9
2015	12368	259.1	119.5	134.1

Where: EI<sub>30</sub> : Erosivity (MJ mm ha<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>), SY : Sediment yield (t.km<sup>-2</sup>): Sub index A:four year database (from 2011 to 2014) and B : five year database (from 2011 to 2015), NSE: (Nash-Sutcliffe Efficiency).

**Table 5** - Results of erosion, sediment deposition and sediment yield estimated by the WaTEM-SEDEM model for the different scenarios.

<b>R<sub>Low</sub> *</b>		<b>t. km<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup></b>		
<b>Model</b>	<b>Conservation measures</b>	<b>Erosion</b>	<b>Deposition</b>	<b>Sediment Yield</b>
BAU	C <sub>high</sub>	135.1	65.2	69.9
Scenario I	C <sub>low</sub>	134.3 (-0.5 %)	65.2 (0 %)	69.2 (-1%)
Scenario II	C <sub>low</sub> +CL+T	29.6 (-356.4 %)	15.7 (-315.2%)	13.9 (-402.8)
Scenario III	C <sub>low</sub> +CL+T+APP	28.3 (-377.3%)	17.4 (-274.7%)	10.9 (-541.2%)
Scenario IV	C <sub>low</sub> +APP	126.5 (-6.7%)	75.8 (13.78%)	50.7 (-37.8%)
<b>R<sub>High</sub> **</b>		<b>t. km<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup></b>		
<b>Model</b>	<b>Conservation measures</b>	<b>Erosion</b>	<b>Deposition</b>	<b>Sediment Yield</b>
BAU	C <sub>high</sub>	204.6	98.8	105.8
Scenario I	C <sub>low</sub>	203.4 (-0.6 %)	98.7 (-0.10%)	104.7 (-1.05 %)
Scenario II	C <sub>low</sub> +CL+T	44.7 (-358 %)	23.7 (-316.8%)	21.0 (-403 %)
Scenario III	C <sub>low</sub> +CL+T+APP	42.8 (-378 %)	26.4 (-274.2%)	16.5 (-541 %)
Scenario IV	C <sub>low</sub> +APP	191.5 (-6.8%)	114.8 (13.9%)	76.7 (-37.9%)

Where: C: Factor C; CL: crop leveling; T: terracing; APP: areas of permanent preservation.

\*data set from 2013, representative of a dry year with cumulative rainfall lower than the long-term average (1458 mm);

\*\*data set from 2014, representative of a wet year with cumulative rainfall above the long-term average (2251 mm).

## Figure Captions

- Figure 1** - Location of the Conceição river catchment in Brazil.....77
- Figure 2** - Monthly precipitation and rainfall erosivity in the Conceicao River catchment for the monitoring period (2011–2015).....78
- Figure 3** - Monthly averages (2011–2015) of sediment yield (SY), river water discharge (Q), rainfall (R) for the Conceição River catchment.....79
- Figure 4** - Performance the WaTEM/SEDEM model in predicting sediment yield (SY) for Conceição River (NSE=0.57).....80
- Figure 5** - Results of erosion, sediment deposition and sediment yield estimated by the WaTEM-SEDEM model for the different scenarios simulated including those with high and low rainfall.....81
- Figure 6** - Spatial pattern of soil erosion within the Conceição River catchment, according to the scenarios simulated with the WATEM-SEDEM model.....82

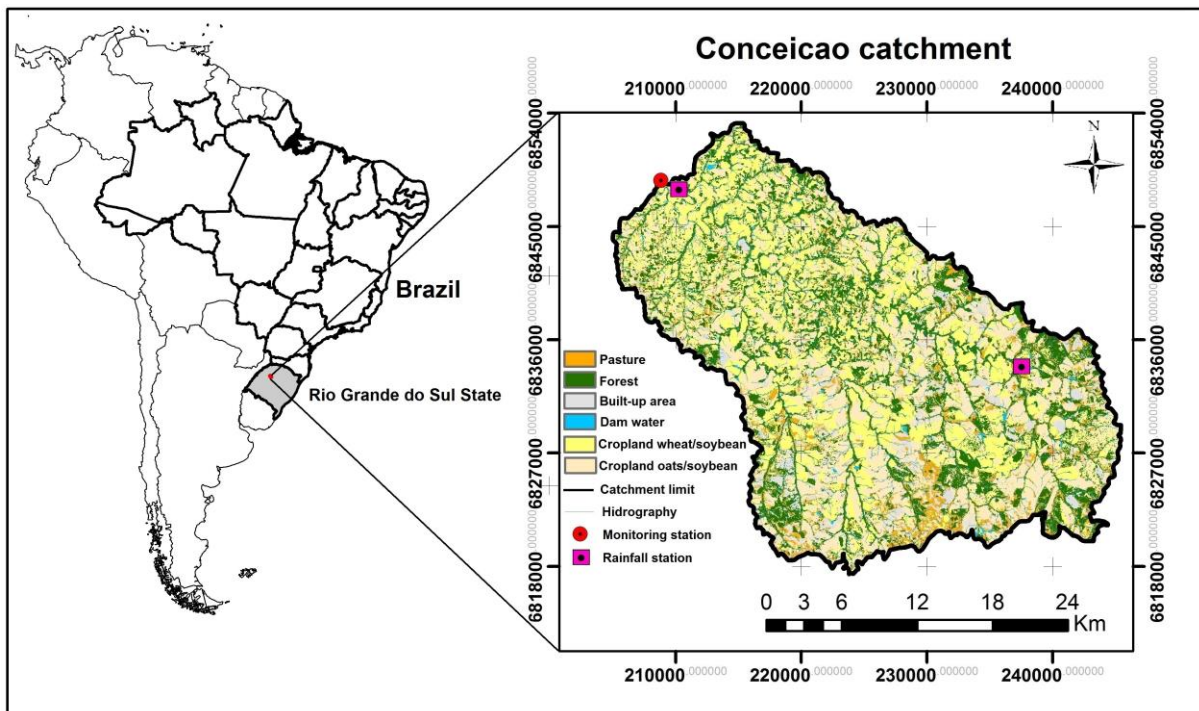
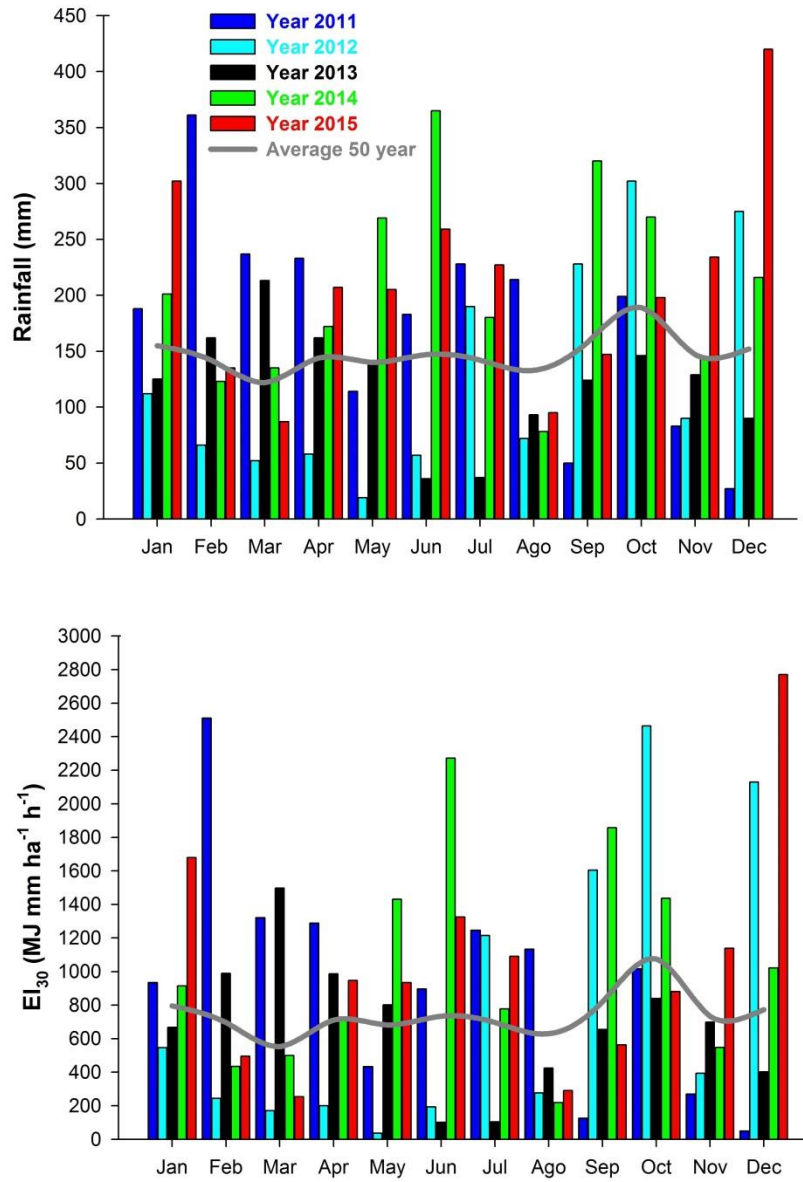


Figure 1



**Figure 2**



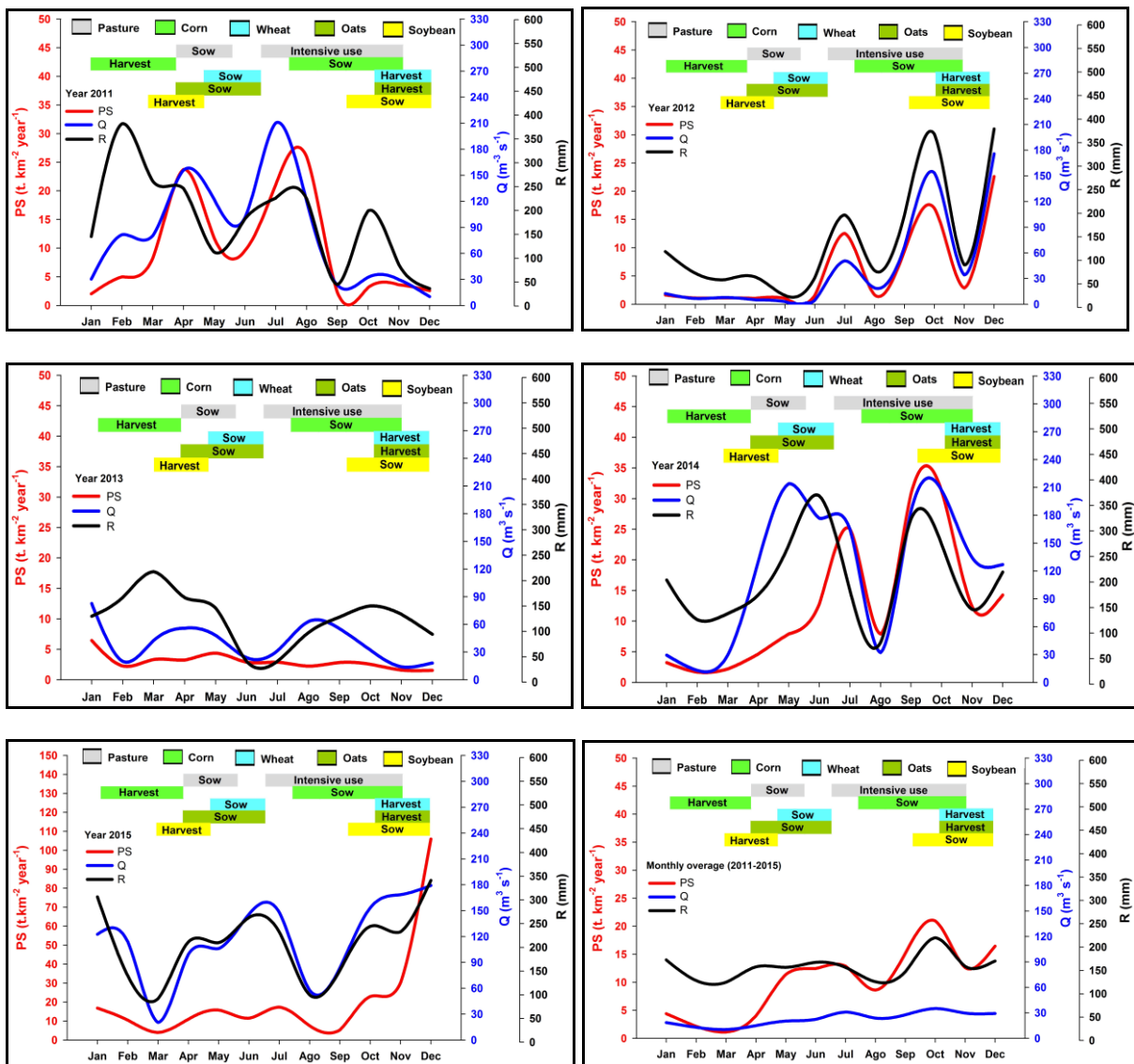


Figure 3

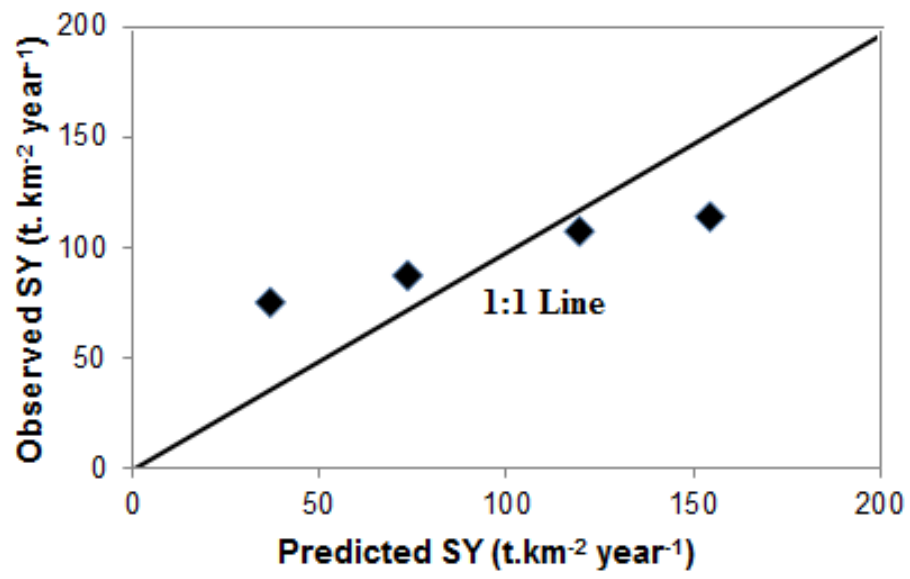


Figure 4

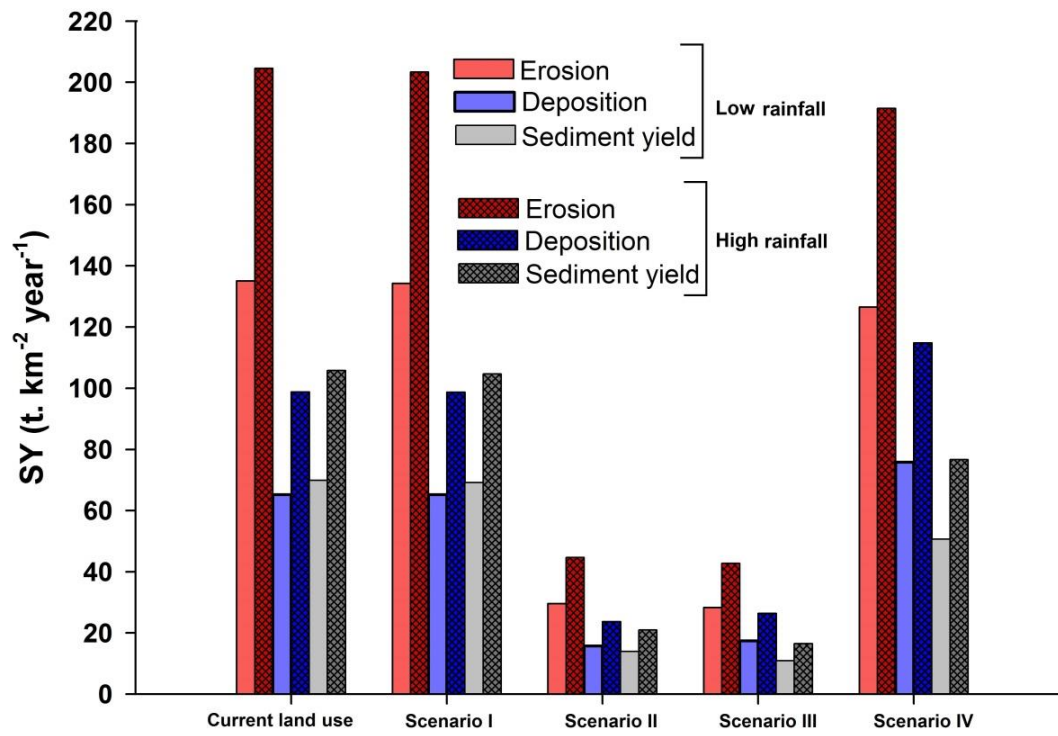


Figure 5

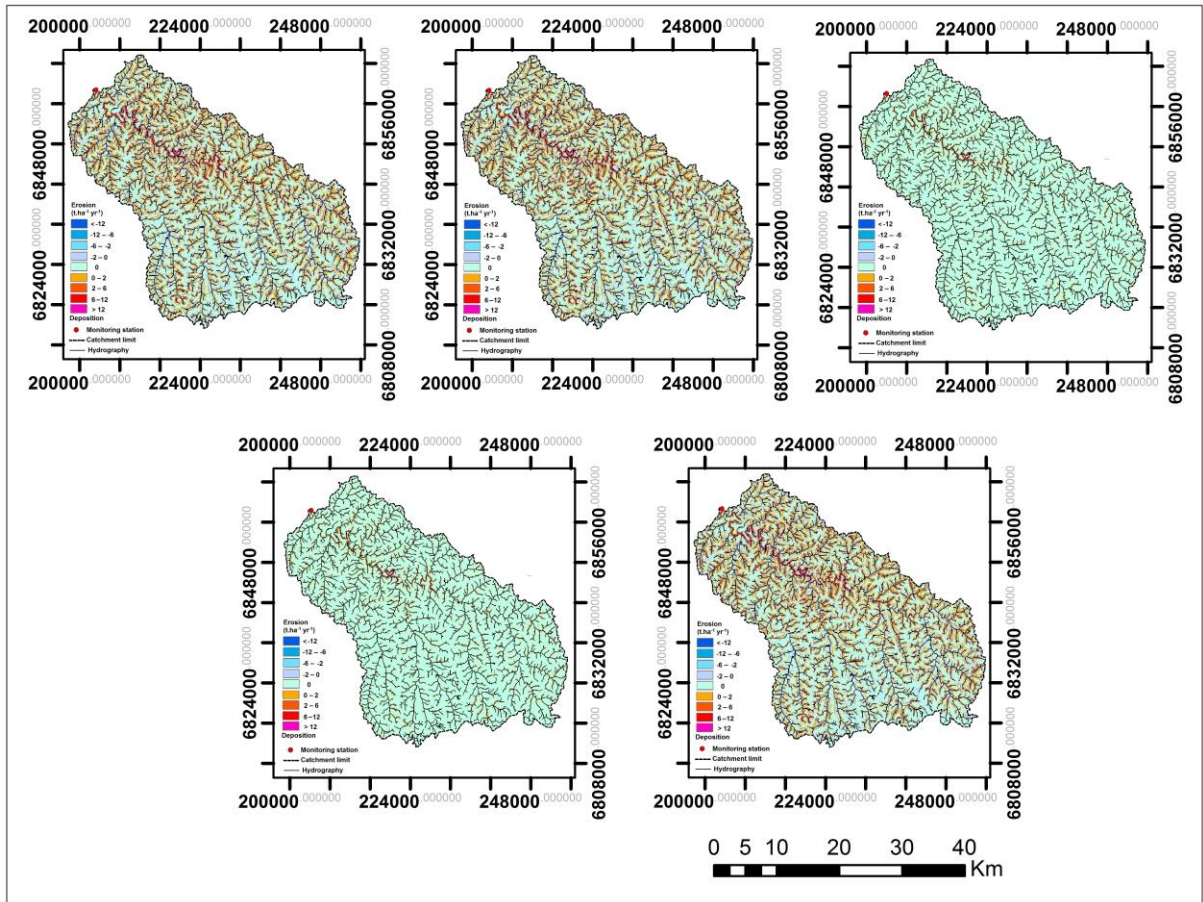


Figure 6

## 5 DISCUSSÃO GERAL

Os resultados apresentados nos artigos I e II evidenciam que práticas conservacionistas podem mitigar o impacto dos processos erosivos e influenciar sua conectividade com os rios. No artigo I, foi determinado o fator P atual em diferentes glebas da bacia do Rio Conceição para representar os valores do fator P, por meio de uma nova técnica que possibilitou captar o desnível de semeadura com suas respectivas eficiências. No artigo II, a integração do monitoramento e da modelagem em uma bacia agrícola possibilitou simular os processos erosivos e a conectividade dos fluxos de sedimentos com os rios, utilizando diferentes fatores de cobertura e práticas conservacionistas considerando precipitações de anos distintos, com o propósito de indicar a melhor prática de controle para os processos erosivos.

O modelo WaTEM/SEDEM (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001) utilizado no artigo II, foi escolhido devido a sua capacidade de representar a conectividade dos fluxos de sedimento das áreas agrícolas aos rios (Vertraeten et al., 2006, 2007). Essa vantagem permite ao modelo simular condições de uso e erosividade distintas, com o objetivo de contribuir para a descrição dos processos erosivos em uma bacia agrícola. O modelo WaTEM/SEDEM (artigo II) foi calibrado para a condição mais frequente de uso e manejo do solo na região da bacia do Rio Conceição e, valores únicos e fixos de práticas conservacionistas (fator P) foram atribuídos a cada cenário. Simulações de cenários conservacionistas demonstraram que as medidas mecânicas de conservação do solo e água (semeadura em nível e terraceamento) têm maior influência no controle dos processos erosivos (Londero, 2015) do que o incremento de apenas fitomassa (Deuschle, 2016). O estabelecimento de áreas de preservação permanente da forma como a legislação exige atualmente, desconsiderando parâmetros técnicos adequados para seu dimensionamento e alocação é insuficiente para reduzir os processos erosivos a montante. Por outro lado, as áreas de preservação permanente aumentam os depósitos e reduzem a produção de sedimentos nos rios. A importância da manutenção das áreas ripária para minimizar a perda de solo por erosão superficial foi demonstrada experimentalmente por Joly et al., (2000) onde os valores das perdas anuais de solo em pastagem é na ordem de  $0,24 \text{ t ha}^{-1}$ , enquanto no interior da mata ciliar é na ordem de  $0,0009 \text{ t ha}^{-1}$ . Entretanto, nesse experimento não foi possível determinar a capacidade dessa faixa de vegetação nativa em reter partículas sólidas de erosão gerada fora dela (Joly et al., 2000).

Os resultados simulados (artigo II) indicam que a utilização de medidas mecânicas reduz a erosão em 3 vezes e altera a conectividade dos sedimentos com os rios em 5 vezes com redução da produção de sedimentos. Isso é um indicativo que medidas mecânicas funcionam como barreiras que mantêm a água e o sedimento retido nas encostas, o que evita o aumento da concentração de fluxo mantendo a água e o sedimento no próprio local. Estudos, em encostas no estado do Rio Grande do Sul com presença de terraços, denotam redução em 90% o volume de escoamento superficial e em 80% a vazão máxima, frente ao cenário com ausência dessa prática (Londero, 2015), isso indica que este é um procedimento conservacionista eficiente no controle do escoamento superficial.

Nos trabalhos de Tomer et al., (2005), em pequenas bacias hidrográficas nos EUA, a implementação de medidas conservacionistas alterou os fluxos de base em 67 % em anos com baixos índice pluviométrico. Com precipitação regular, reduziu o escoamento superficial em 47%, além de aumentar os fluxos de base em 36 %. A utilização do modelo nas simulações indicou que os melhores manejos de gleba incluem semeadura em nível associado ao terraceamento. Os resultados indicam, também, que apenas o aumento da cobertura do solo é um fator que limita o controle dos processos erosivos, não havendo redução significativa na erosão e produção de sedimentos.

A ocorrência de eventos extremos, em áreas com longos comprimentos de rampas e declives acima de 8%, potencializa o escoamento superficial, e a tensão cisalhante adquire energia suficiente para remover o resíduo promovendo a erosão. Esse fenômeno, denominado falha do resíduo, é caracterizado pelo comprimento crítico de declive e é definido pela distância da encosta, a partir da qual há redução da eficácia do resíduo em controlar a erosão (Foster, 1982; Leite, *et al.*, 2009). De acordo com Deuschle (2016), o aumento da cobertura do solo como medida isolada é insuficiente para o controle dos processos erosivos em eventos de grandes a extremas magnitudes, e o incremento de fitomassa possui melhor eficiência na redução da produção de sedimentos em eventos de baixa magnitude.

No entanto, todo modelo matemático possui limitações para representar a realidade e essa representação é proporcional à qualidade da informação fornecida ao modelo. Com aumento de escala, a área estudada torna-se mais heterogênea e os processos não podem ser tratados como lineares, fato que limita sua representatividade. Quanto mais complexo o sistema a ser representado, maiores as limitações relativas às previsões dos modelos.

A representatividade do modelo WaTEM/SEDEM pode ser reduzida pelo uso de equações empíricas (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001), em detrimento a equações de base física (Merritt, 2003, De Vente e Poesen, 2005) e por não considerar os

fluxos de sedimento oriundos das estradas e rios. Além da interface do modelo permitir aplicar apenas um valor para práticas conservacionistas, ou seja, para uma determinada prática é atribuído um único valor de fator P desconsiderando a heterogeneidade da bacia.

O fator P representa as práticas conservacionistas e sua variabilidade não é considerado, na modelagem, o valor é atribuído e não determinado. Na prática, o modelo pode superestimar as taxas de erosão e, conseqüentemente, a produção de sedimento na representação dos processos em bacias.

Atribuir um valor único ao fator P não é limitante quando se procura representar pequenas áreas homogêneas, porém, em escala de bacia, devido à heterogeneidade um único valor para o fator P, não é representativo (Renard et al., 1997). O ideal, para minimizar os erros, é ter valores de fator P que representem a condição local de cada uso. Sua variação em cada gleba deve ser obtida e representada para aperfeiçoar os valores gerados. Panagos et al., (2015), ao determinar o fator P em escala de Europa, consideraram um único valor de P e afirmaram que, devido à escala do estudo e à simplificação dos dados, o valor obtido para P é uma primeira estimativa e, portanto, não representativo. Segundo tal estudo, apesar de o valor de P atribuído ao modelo ter sido 0,97, ao longo da área pesquisada, este valor variou de 0,52 (em Malta) à 0,99 (em Chipre).

As limitações de representação podem ser minimizadas com a determinação local e espacializada do fator P, reduzindo incertezas na representação dos resultados simulados. Esse fato levou à adaptação de ferramentas para capturar a variabilidade das práticas conservacionistas e sua determinação local. A modelagem pode ser usada como ferramenta para obtenção de valores espacializados do fator P, que melhor representem o impacto das práticas conservacionistas nos processos erosivos. Porém ainda faltam ferramentas que forneçam dados representativos para dar suporte no planejamento do uso da terra, projetos hidráulicos e para o planejamento ambiental.

No artigo I, procurou-se estabelecer um método eficiente para obtenção do fator P, de forma espacializada. Assim, com intuito de complementar os modelos matemáticos que utilizam dados espacializados do fator P, foi elaborada uma técnica experimental para captar a variabilidade espacial. Os valores encontrados por meio da metodologia descrita no artigo I estão entre 0,7 e 0,8 para a bacia do Rio Conceição. Em contrapartida, o valor atribuído ao fator P no artigo II para representar o uso atual na área foi 0,80. Resultados de Kuok, et al., (2013) indicam que os valores distintos do fator P, podem reduzir as taxas de sedimento em até 202%. Já Yang, et al., (2009) que determinou a variação do fator P, indicam que a

produção de sedimento é 20% menor que os obtidos quando comparado com os valores do fator P da RUSLE-2. Isso indica que valores do fator P devem ser quantificados localmente considerando a variabilidade e a condição local de uso, devendo ser incorporada a modelos que possibilitem sua introdução. Sendo assim, modelos que permitem a inclusão de mapas para representar espacialmente os valores de P são vantajosos, frente aos que limitam essa extensão. Com os resultados iniciais, novos desafios surgiram na busca de técnicas que auxiliem a modelagem para a determinação das taxas de erosão e deposição em diferentes usos.

O modelo WaTEM/SEDEM (artigo II) foi calibrado com a produção de sedimentos quantificada no exutório da bacia e, na análise estatística entre dados medidos e simulados pelo modelo, foi obtida a eficiência de 57%, considerado um nível aceitável (Moriasi et al., 2007) para representação dos processos. A eficiência do modelo pode ser reforçada com inclusão de dados de um maior período de anos monitorados, além da inclusão de ferramentas auxiliares para determinar a capacidade de transporte dos solos e seus coeficientes.

Diversos estudos na região (Castro et al., 1999; Gall et al., 2017; Tiecher et al., 2014) demonstram que áreas agrícolas são a principal fonte de sedimentos. Apesar do uso generalizado do plantio direto na região sul do Brasil, a erosão do solo e a transferência de sedimentos permanecem excessivos. Embora os modelos possam fornecer poderosas ferramentas de decisão de ajuda para a gestão ambiental, seu uso depende da disponibilidade de grandes conjuntos de dados de entrada para calibração. No futuro, outros modelos de erosão do solo, como STREAM (Cerdan et al., 2002), APEX (Williams et al., 2008) ou SWAT (Williams e Arnold, 1997) poderiam ser usados para investigar o impacto da mudança climática sobre a eficácia das medidas de conservação.

Espera-se que a magnitude e a frequência de tempestades extremas aumentem o que deve modificar a produção e a transferência de sedimentos através da paisagem. A análise do impacto da (des)conectividade dos sedimentos por essas mudanças na interação com vários cenários de conservação poderia ser testada para preservar os recursos hídricos e de solo e seu uso sustentável para a produção agrícola. Testes adicionais podem ser realizados considerando, por exemplo, simulações não apenas na escala de paisagem, mas também, na escala de propriedade. Esse efeito deve ser considerado para novos estudos que incluem a variabilidade das diferentes propriedades.

Novas estratégias integradas de conservação do solo devem ser testadas, a fim de promover práticas agrícolas sustentáveis e evitar a degradação da qualidade da terra e da água. Um importante aspecto para o futuro da modelagem é a determinação do movimento dos



sedimentos na paisagem, pois são influenciados pelos níveis de precipitação, topografia, manejo e tipo de solo. Essas características influenciam a conectividade dos fluxos de sedimento das diferentes áreas (Vertraeten et al., 2006). Pesquisas adicionais com outros modelos são necessárias para avaliar o efeito das mudanças temporais no manejo do solo e o efeito dos valores das práticas conservacionistas (fator P) fornecidos a modelagem sobre as taxas de erosão, bem como o efeito das alterações climáticas frente à atividade humana em cenários conservacionistas.

## CONCLUSÕES GERAIS

A partir dos resultados obtidos nesse estudo é possível concluir que:

- 1) A metodologia desenvolvida para a determinação do fator P em SIG (artigo I) é uma importante ferramenta que pode auxiliar modelos matemáticos a simular os impactos das práticas conservacionistas sobre os processos erosivos de maneira mais representativa.
- 2) O artigo I trata de uma ferramenta de suporte a modelos matemáticos na predição da erosão. Os resultados colaboram para melhorar a eficiência de modelos, no fornecimento de informação auxiliar no suporte para mecanismos de planejamento ambiental, buscando garantir melhores estratégias conservacionistas aplicadas com menor custo e maior eficiência.
- 3) Os dados obtidos com as simulações do modelo WaTEM/SEDEM (artigo II) indicam que medidas mecânicas de conservação, como semeadura em contorno associado ao terraceamento, têm grande impacto na redução da erosão e sua conectividade com os rios.
- 4) A utilização de modelos matemáticos de erosão, como o WaTEM/SEDEM, apesar de suas limitações pode ser uma importante ferramenta de suporte na tomada de decisões de gestão ambiental. No entanto, precisa ser aprimorada pela calibração do modelo com dados de qualidade.
- 5) O modelo simulou que o aumento da cobertura vegetal através do sistema plantio direto, na condição da bacia do Rio Conceição como medida isolada de conservação, é insuficiente no controle da erosão e da conectividade com os rios, não alterando a produção de sedimentos. Portanto medidas de conservação devem estar associadas a outras práticas conservacionistas para controle da erosão e da conectividade com os rios.
- 6) A modelagem em escala de bacia deve ser mais difundida no Brasil como ideal para a modelagem da paisagem e para a promoção de práticas agrícolas sustentáveis, reduzindo o impacto antrópico na degradação do solo e da água.

## REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

Alatorre, L.C.; Begueria, S.; Garcia-Ruiz, J.M. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. **J. Hydrol. Spain.** v.391, n.1-2, p.111-125, 2010.

Antoine, M.; Javaux, M.; Bielders, C. What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the micro-topography at the plot scale? **Advances in Water Resources.** v.32, n.8, p. 1297-1310, 2009.

Batey T. Soil compaction and soil management - a review. **Soil Use and Management.** v.25, n.4, p. 335-345, 2009.

Bezak, N.; Rusjan, S.; Petan, S.; Sodnik, J.; Mikos, M. Estimation of soil loss by the WaTEM-SEDEM model using an automatic parameter estimation procedure. **Environ Earth.** 2015. Sci. DOI 10.1007/s12665-015-4534-0.

Brown, A. G.; Carey, C.; Erkens, G.; Fuchs, M.; Hoffmann, T.; Macaire, J. J.; Moldenhauer, K. M.; and Walling, D. E. From sedimentary records to sediment budgets: Multiple approaches to catchment sediment flux. **Geomorphology.** v.108, p.35–47, 2009.

Castro, N.M.R.; Auzet, A.V.; Chevallier, P.; Leprun, J.C. Land use change effects on runoff and erosion from plot to catchment's scale on the basaltic plateau of Southern Brazil. **Hydrological Processes.** v.13, p.1621-1628,1999.

Cerdan O.; Le Bissonnais Y.; Couturier A.; Saby N. Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. **Hydrological Processes.** v.16, p. 3215–3226, 2002.

De Vente, J.; Poesen, J.; Verstraeten, G.; Govers, G.; Vanmaercke, M.; Van Rompaey, A.; Arabkhedri, M.; Boix-Fayos, C. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand?, **Earth-Sci. Rev.** v.127, p.16–29, 2013.

De Vente J.; Poesen J.; Verstraeten G.; Van Rompaey A.; Govers G. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. **Global and Planetary Change.** v. 60, p.393-415, 2008.

De Vente, J.; Poesen, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews,** n. 71, p. 95– 125, 2005.

Feng, X.; Wang, Y.; Chen, L.; Fu, B.; Bai, G.: Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments Chinese Loess Plateau. **Geomorphology.** v. 118, p. 239–248, 2010.

Foster, G.R.; Johnson, C.B. & Moldenhauer, W.C. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.** v.25, p. 935-947, 1982.

Deuschle, D. **Controle do escoamento superficial e das perdas de solo em sistema plantio direto na escala de lavoura**. 2016, 84p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

Foster, I.D.L.; Rowntree, K.M.; Boardman J.; Mighall, T.M. Changing sediment yield and sediment dynamics in the Karoo Uplands, South Africa; post-European impacts. *Land Degradation & Development*, v.23, n.6, p. 508–522, 2012.

Fryirs, K.A. (Dis)connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surf. Process. Landf.* v.38, n.1, p.30-46, 2013.

Gubiani P.I.; Reichert, J.M.; Reinert, D.J. Indicadores hídrico- mecânicos de compactação do solo e crescimento de plantas. *Rev. Bras. Cienc. Solo*. v.37, p.1-10, 2013. doi:10.1590/S0100-06832013000100001.

Joly, C. A.; Spigolon, J. R.; Lieberg, S. A.; Salis, S. M.; Aidar, M. P. M.; Metzger, J. P. W.; Zickel, C. S.; Lobo, P. C.; Shimabukuro, M. T.; Marques, M. C. M. & Salino, A. 2000. Projeto Jacaré-Pepira - **O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional**. Pp. 271-287. In R. R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Edusp/Fapesp, São Paulo.

Kinnell, PIA. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: a review. *Journal of Hydrology*, v. 385, 384-397, 2010.

Kuok, K.K.K.; Mah, D.Y.S.; Chiu, P.C.; Evaluation of C and P Factors in Universal Soil Loss Equation on Trapping Sediment: Case Study of Santubong River. *J Water Resour. Prot.* v.5, n.12, p.1149-1154, 2013.

Horowitz, A.J. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrol. Process.* v.17, p. 3389-3409, 2003.

Lefrançois, J.; Grimaldi, C.; Gascuel-Oudou, C.; Gilliet, N. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. *Hydrol. Process.* v.21, n.21, p. 2923-2933, 2007. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6509>.

Leite, M. H. S.; Couto, E. G.; Amorim, R. S. S.; Costa, E. L.; Maraschin, L. Perdas de solo e nutrientes num Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.33, p.689-699, 2009.

Londero, A. L. **Perdas de água e sedimento de bacias pareadas de ordem zero sob plantio direto com e sem terraço**. 2015, 157p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

Le Gall, M.; Evrard, O.; Dapoigny, A.; Tiecher, T.; Zafar, M.; Minella, J.P.G.; Laceby, J.P.; Ayrault, S. Tracing sediment sources in a subtropical agricultural catchment of Southern Brazil cultivated with conventional and conservation farming practices. *L. Degrad. Dev.* 2016. doi:<http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2662>.

- Merritt, W.S.; Letcher, R.A., Jakeman, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software**. v. 18, p.761–799, 2003.
- Merten, G.H.; Minella J.P.G.; Moro M.; Maier, C. Expansion of Brazilian agricultural territory: changes in land use. **Catena**. v.41, p.13-21, 2010.
- Merten, G.H.; Horowitz, A.J.; Clarke, R.T.; Minella, J.P.G.; Pickbrenner, K; Pinto, M. C. Considerações sobre a utilização da curva chave de sedimentos para determinação de fluxo de sedimentos. In: Merten, GH et al., (Ed). **Sedimentos: o desafio da multidisciplinaridade**. Porto Alegre: ABRH, 2006. p.83-94.
- Minella, J.P.G.; Walling, D.E.; Merten, G.H. Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in southern Brazil, to support the development of effective sediment management strategies. **Journal of Hydrology**. v. 519, p.2189-2201, 2014.
- Minella, J. P. G.; Walling, D. E.; Merten, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**. v.348, p.546-563, 2008.
- Molina, A.; Govers, G.; Vanacker, V.; Poesen, J.; Zeelmaekers, E; Cisneros, F. Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: Interaction of vegetation cover and land use. **Catena**, v.71, p.357-370, 2007.
- Morgan, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 3.ed. Inglaterra: Blackwell Publishing, 2005. 304p.
- Moriassi, D.; Arnold, J.; Van, Liew, M. W.; Bingner, R.; Harme, R.; Veith, T. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, T. **ASAE**, v.50, p.885–900, 2007.
- Panagos, P.; Karydas, C.G.; Ballabio, C.; Gitas, I.Z. Seasonal monitoring of soil erosion at regional scale: an application of the G2 model in Crete focusing on agricultural land uses. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.* v.27B, p.147-155, 2014.
- Pandey, A; Himanshu, S. K; Mishra, S.K; Singh, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**. v. 147, p. 595-620, 2016.
- Park, S.D.; Lee, K.S.; Kim, G.H.; Shin, S.S.; Chae, K.S.; Cho, J.W.; Kim, M.K.; Kwag, T.B.; Hong, S.C. An estimation plan of the parameters for the soil erosion model considering regional characteristic. **National Institute for Disaster Prevention**, Seoul, p.4-26, 2006. Publication No. 11-1660080-000017-01.
- Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; McCool, D.K.; Yoder, D.C. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), **Agriculture Handbook**, 1997.
- Shi, Z.H.; Fang, N.F.; Wu, F.Z.; Wang. L.; Yue, B.J.; Wu, G.L. Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. **Journal of Hydrology**. p. 454–455; 123–130, 2012.

Tiecher, T.; Minella, J.P.G.; Miguel, P.; Alvarez, J.W.R.; Pellegrini, A.; Capoane, V.; Ciotti, L.H.; Schaefer, G.L.; Santos, D.R. dos. 2014. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Rev. Bras. Ciência do Solo**. v. 38, p.639–649. doi:http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028.

Tomer, M.D.; Meek, D.W.; Kramer, L.A. Agricultural practices influence flow regimes of headwater streams in western Iowa. **Journal of Environmental Quality**. V. 34, p.1547-1558, 2005.

Vanacker, V.; Bellin, N.; Molina, A.; Kubik, P. Erosion regulation as a function of human disturbances to vegetation cover: a conceptual model, **Landscape Ecol**, v. 29, p.293–309, 2014. doi:10.1007/s10980-013-9956-z.

Van Rompaey, A.J.J.; Verstraeten, G.; Van Oost, K.; Govers, G.; Poesen, J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. **Earth Surf. Process. Landf.** v.26, n. 11, p.1221-1236, 2001.

Van Oost, K.; Govers, G.; Desmet, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landsc Ecol**, v. 15, p.577-589. 2000. doi:10.1023/a:1008198215674.

Verstraeten, G.; Prosser, I.P.; Fogarty, P. Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia. **Journal of Hydrology**, 334: 440-454, 2007.

Verstraeten, G.; Poesen, J.; Goossens, D.; Gillijns, K.; Bielders, C.; Gabriels, D.; Ruyschaert, G.; Van Den Eeckhaut, M.; Vanwalleghem, T.; Govers, G. Belgium. In: Boardman, J., Poesen, J. (eds) **Soil Erosion in Europe**, Wiley, Chichester, p.385–411, 2006.

Walling, D. E. Human Impact on the sediment load of Asian rivers, sediment problems and sediment management in Asian rivers basin, Walling ford, **IAHS Publ.**, p.349, 37–51, 2011.

Walling, D. E.; Collins, A. L.: The catchment sediment budget as a management tool, **Environ. Sci. Policy**, v.11, p.136-143, 2008.

Williams, J. R., J. G.; Arnold, J. R.; Kiniry, P. W.; Gassman, C. H. G. History of model development at Temple, Texas. **Hydrol. Sci. J.** v.53, n.5, p. 948-960, 2008.

Williams, J.R.; Arnold, J.G. A system of erosion-sediment yield models. **Soil Technology**, v. 11, p. 43-55, 1997.

Wohl, E.; Magilligan, F. J.; Rathburna, S. L. Introduction to the special issue: Connectivity in Geomorphology. **Geomorphology**. v. 277, p;1–5, 2017.

Yang, D.; Shao, W.; Yeh, P. J. F.; Yang, H.; Kanae, S.; Oki, T. Impact of vegetation coverage on regional water balance in the nonhumid regions of China, **Water Resources Research**, v.45, p.450-455, 10.1029/2008wr006948, 2009.

## **ANEXO A - MONITORAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA**

O monitoramento das variáveis hidrológicas e sedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Conceição foram realizados a partir do ano de 2011. As variáveis avaliadas foram precipitação, vazão, turbidez e concentração de sedimentos com auxílio de equipamentos automáticos com complemento de medições manuais. O monitoramento é acompanhado de forma que a série de dados fossem as mais completas possíveis, sendo realizadas manutenções periódicas como limpeza, calibração e manutenção dos aparelhos automáticos.

A caracterização dos eventos de precipitação foi realizada com avaliação de dados medidos por aparelhos automáticos, além do monitoramento manual para contrapor com os resultados dos equipamentos automáticos. O comportamento dos eventos foi avaliado individualmente e suas respostas contabilizadas em valores mensais. Devido à variabilidade dos eventos entre meses, novos estudos são necessários para avaliar a resposta da representatividade dos modelos utilizando dados da variabilidade da precipitação, vazão (Q) e concentração de sedimento em suspensão (CSS) na escala de evento a evento.

O nível da bacia do Rio Conceição vem sendo monitorado com uso de linígrafo (Sensor de Nível SL2000-NV) instalado próximo das régua linimétricas da Agência Nacional de Águas (ANA) a qual é realizado a leitura duas vezes ao dia (7 e 17h), desta forma foi possível conferir o nível computado pelo linígrafo através das leituras medidas pela régua.

Para a conversão do nível (cota) medido pelo linígrafo em cm, para vazão  $Q$  ( $m^3 s^{-1}$ ), foi elaborada curva-chave de vazão através da estimativa das vazões durante os eventos. O linígrafo de pressão da marca SOLAR, modelo SL2000-NV está acoplado em um datalogger que armazena as informações, sendo que o intervalo de tempo de cada leitura é de 10 minutos. O monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão foi realizado com o objetivo de quantificar as descargas sólidas. Para tal utiliza-se o monitoramento manual com as medições diárias e de eventos onde é determinada a concentração de sedimentos em suspensão (CSS).

O turbidímetro é uma técnica empregada para a estimativa da CSS, pois faz leituras de forma automática, o que facilita a aquisição dos dados em curtos intervalos no tempo. Entretanto, também é importante ter um grande número de coletas manuais durante eventos de chuva, para complementar e aferir o aparelho.

Nos eventos que foram monitorados manualmente, se fez amostragem para determinação da CSS, sendo que as coletas foram realizadas durante a subida do nível do rio,

onde atinge seu pico máximo de vazão (Q) e, posteriormente a recessão, que varia no tempo, de acordo com a magnitude de cada evento. Para coleta dessas amostras foi utilizado um coletor pontual, para que a amostra com a mistura de d'água e sedimento sejam representativas. Assim as amostras de sedimentos são encaminhadas para o Laboratório de hidrossedimentologia do Solo - UFSM, para ser realizada a determinação da CSS, utilizando o método da evaporação e filtração Shreve & Downs (2005).

No entanto, o uso de aparelhos automáticos facilita o monitoramento desta variável no rio Conceição, através do sensor de turbidez (turbidímetro) da marca SOLAR, modelo SL 2000-TS que faz leitura no intervalo de 0-3000 mV. Este aparelho fornece dados de forma indireta, pois os dados obtidos estão em milivolts (mV).

Para calibrar o turbidímetro se usou a solução padrão de Polymer bead calibration solutions, sendo atualmente a única utilizada. As concentrações utilizadas para a solução padrão foram as seguintes: 0 (água destilada), 40, 100, 400, 800, 1000 e 3000 (NTU). Com as concentrações definidas o sensor de turbidez é colocado na solução e anota-se o valor correspondente do sinal emitido para cada concentração, no final é realizada a curva de calibração. Para cada concentração é realizada 25 leituras (repetições), onde é obtida a equação de conversão do sinal de milivolts (mV), para o padrão internacional de turbidez NTU. Alguns cuidados são importantes para se preservar a solução de calibração, sendo que a cada mudança de concentração o sensor deve ser limpo com água destilada e seco com papel toalha. Outro detalhe é em relação à luz quanto à exposição da solução, desta forma utilizou-se uma caixa fechada que impeça totalmente a entrada de luz para a solução no momento da calibração.

A segunda etapa é calibrar os sensor com sedimentos da bacia, para converter o sinal milivolts mV (NTU) obtido pela calibração através da solução padrão para  $\text{mg L}^{-1}$ , utilizando amostras de sedimentos coletadas durante eventos de cheia. Desta forma, uma nova equação é utilizada para a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão  $\text{mg L}^{-1}$ .

A produção de sedimentos PS (massa por unidade de área) foi determinada pelo monitoramento da descarga total de sedimentos transportado pelo canal no exutório da bacia durante um período de tempo. Desta forma, a PS é estimada pelo produto da vazão e concentração de sedimentos em suspensão através do monitoramento em um dado intervalo de tempo.



## **ANEXO B - PRINCIPAIS PARÂMETROS PARA UTILIZAÇÃO DO MODELO WATEM/SEDEM**

O modelo WaTEM-SEDEM requer a entrada de várias constantes, bem como várias camadas GIS. A programação do modelo usa dados raster Idrisi32 (desenvolvido em Clark Labs, MA, EUA). Porém, existem algumas condições que devem ser observadas antes do início da modelagem. As camadas SIG devem cobrir exatamente a mesma área (linhas idênticas e colunas), onde os mapas também devem ter a mesma resolução, sendo necessário ser mencionada no metadados (arquivo.rdc) do arquivo Idrisi raster. Outro cuidado que deve ser levado em consideração, é em relação ao tipo de dados usado nas camadas SIG, onde os valores devem ser reais, (ou ponto flutuante), exceto para o mapa parcela, mapa de hidrológico, mapa de solos, arquivo da eficiência da parcela de retenção (EFPR), onde os mesmos devem ser valores inteiros.

Os componente de erosão do modelo WaTEM-SEDEM estão baseado na RUSLE (Renard et al., 1997), e sua descrição de cada parâmetro está descrito pelo manual do modelo no endereço eletrônico - <http://ees.kuleuven.be/geography/modelling/watemsedem/index.html>. A camada de dados do sistema de informação geográfica, a qual pode ser preparada pelo programa IDRISI®, para representação de alguns de seus fatores, através de uma resolução espacial que pode variar de 1-100m de acordo com a disponibilidade de mapas.

Para criar o mapa marcela, é realizada a reclassificação do mapa de uso. A estrutura da paisagem e sua distribuição podem afetar fortemente os padrões das taxas de erosão do solo. Desse modo, o modelo WaTEM-SEDEM utiliza um mapa parcela para que os efeitos dos limites de suas diferentes estruturas, como as estradas, florestas, lavouras e a hidrografia, possam ser representadas. No entanto, em escalas de bacia é praticamente impossível mapear no campo todas as diferentes parcelas de uso separadamente.

Devido essa dificuldade, o mapa de uso da terra é reclassificado, onde é realizada uma distinção entre terras com cultivo agrícola, floresta, pastagens e infraestruturas como as estradas, onde cada categoria de uso possui um identificador diferente. Através desse processo é identificado para o modelo WaTEM-SEDEM os diferentes usos do solo para a bacia de captação. Essa identificação é definida pelo modelo WaTEM-SEDEM utilizando valores pré-definido pelo próprio modelo que são atribuídos ao mapa parcela. A partir dessa identificação o modelo faz uma integração entre os processos de erosão e conectividade considerando as diferenças entre cada uso.

Para isso, é confeccionado um mapa parcela a partir de ferramentas de SIG, através do programa IDRISI<sup>®</sup>. Após a geração do mapa com suas diferentes estruturas, são adicionadas as camadas dos rios e as estradas utilizando o procedimento de sobreposição de mapas. Para a formação do mapa parcela é necessário à descrição dos diferentes usos da terra, da rede viária, bem como a rede hidrográfica. Após a confecção dos mapas os mesmos são sobrepostos em um único mapa, que forma o mapa parcela.

Valores atribuídos ao mapa parcela de acordo com os diferentes usos do solo.

<b>Descrição da área</b>	<b>Valores atribuídos*</b>
Infraestrutura rodoviária e área	-2
Rios	-1
Fora da área de estudo	0
Área com agricultura, o número máximo (n) indica o número de lavouras, que deve ser inferior a 10 000.	1-n
Floresta	10000
Pastagem	20000

\*Valores indicado pelo modelo a ser atribuído para os diferentes usos

## **ANEXO C - CONECTIVIDADE DOS SEDIMENTOS COM OS RIOS**

O modelo WaTEM/SEDEM utiliza os parâmetros da eficiência da parcela de retenção (EFPR) e a conectividade da parcela (PC). O primeiro conjunto (EFPR) de parâmetros leva em conta cada malha de pixel que contribui para o escoamento superficial da água. Nesse caso três parâmetros estão disponíveis, para terras agrícolas florestas e pastagens. Um menor escoamento superficial é esperado para florestas e pastagens, em relação a terras cultivadas, o que significa que as taxas de erosão do solo modelado para essas parcelas são menores.

Em termos práticos, representa o quanto um determinado pixel contribui para transporte de água, em comparação com uma base referencial (cultivo convencional). Se o valor for zero para as terras cultivadas, significa que este pixel contribui com o mesmo valor da base referencial. Um valor de 75 significa que o pixel contribui 75% menos que a base referencial. Por exemplo, se o pixel de uma floresta possuir um valor de 75% de eficiência de contribuição, com pixel de 20 por 20 metros de resolução, a contribuição será de apenas 100 m<sup>2</sup> para o pixel a jusante, em vez de 400 m<sup>2</sup>. Ou seja, áreas de matas e pastagens possuem

maior eficiência em reduzir o transporte de água em relação às terras cultivadas sem práticas mecânicas de conservação.

Já para a conectividade da parcela (PC), refere-se à maneira como a área total de contribuição a montante é reduzido entre os limites dos diferentes usos, onde existem duas categorias de limites. Esses dois parâmetros estão incluídos no modelo, um para terra em cultivo (PCC), e outro em conjunto com florestas e pastagens (EFPR). Representa o transporte de água que é interrompido na extensão do caminho do escoamento entre as fronteiras entre os diferentes usos do solo. Os fatores de conectividade de cada parcela (uso), leva em conta a redução total da área de contribuição a montante (retenção do escoamento superficial e, portanto, reduzindo as taxas de erosão) para os diferentes usos do solo.

Se por exemplo o valor da floresta/pastagem for de 75%, e a área total de contribuição do pixel a montante da fronteira da floresta é de 300 ha, a área que estará contribuindo do primeiro pixel na floresta será de apenas por 75 ha. Desta forma, as florestas ou pastagens funcionam como armadilha de retenção do escoamento a montante.

Nessa etapa o coeficiente de conectividade da parcela se refere-se à maneira como a área total de contribuição da bacia hidrográfica é reduzida entre os diferentes usos. As terras cultivadas quando comparadas com a vegetação natural, possui diferentes valores de coeficiente de conectividade na aplicação do modelo WaTEM-SEDEM. A vegetação natural serve como armadilha para reduzir o escoamento e as taxas de erosão a montante da bacia.

A capacidade de transporte de sedimento anual (TC) é predito pelo produto do coeficiente da capacidade de transporte ( $K_{tc}$ ), e o potencial da erosão em sulco e entressulco. Assim, podemos descrever que terras agrícolas e a vegetação natural possuem diferentes valores para o coeficiente da capacidade de transporte ( $K_{tc\text{ Alto}}$  e  $K_{tc\text{ Baixo}}$ ). Para cada pixel ocorre deposição de sedimento quando a capacidade de transporte do pixel for menor que a quantidade de sedimento que chega ao pixel, ou em situação oposta, o sedimento produzido é redistribuída durante a sua rota.

A taxa de erosão e escoamento superficial pode ser altamente heterogênea, através de uma paisagem, e isso pode ter implicações na conectividade de sedimento e na hidrologia de uma bacia hidrográfica. Um exemplo é a geomorfologia que concentra a sensibilidade da paisagem e a forma na qual a alta conectividade dentro da paisagem assegura que as instabilidades do local podem ser propagadas dentro de vários eventos no sistema ao longo do tempo. O grau de conectividade influencia a probabilidade que um efeito local propaga-se na paisagem, causando um efeito fora do local.

O impacto que alguma mediada de impedimento sobre o fluxo de água e o transporte de sedimento, depende do tamanho da bacia hidrográfica, sendo que a conectividade global dos fluxos de água e sedimentos que ocorrem em diferentes bacias hidrográficas depende de sua escala, presença de planícies aluviais e a presença de fontes direta de sedimento para os rios. Esses fatores afetam a exportação total de sedimento em bacias hidrográficas.

Na escala de bacia o padrão espacial e o tipo de solo são relevantes nos processos de erosão de água, pois as mudanças do uso do solo são relevantes nos processos de erosão da água, pois as mudanças no uso do solo pode aumentar a estrutura hidrológica. Os limites das lavouras, estradas, e outras estruturas da paisagem afetam o transporte de sedimento e o escoamento superficial entre as diferentes unidades de uso do solo. Esse efeito pode ser contabilizado pelo modelo WaTEM-SEDEM, que incorpora esses fatores em um mapa parcela.

#### **ANEXO D - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE**

Antes da utilização do modelo WaTEM/SEDEM é necessário realizar uma análise de sensibilidade para cada fator, sendo mantidas constantes as variáveis do modelo, com alteração individual de cada parâmetro. Na análise de sensibilidade pode ser observada a visão global dos componentes mais sensíveis do modelo. Nas tentativas de análise de sensibilidade, proporciona uma medida dos parâmetros de sensibilidade, forçando as funções de interesse do modelo a um estado de variação maior. Na análise de sensibilidade é possível distinguir entre as variáveis de alto impacto, que são os valores que tem significativa sensibilidade no comportamento do sistema, das variáveis de baixo impacto, que são os valores que possuem mínimo impacto no sistema, ou seja, baixa sensibilidade. Dessa forma, a análise de sensibilidade calcula o quanto as saídas de um modelo dependem dos dados de entrada.

#### **ANEXO E - CALIBRAÇÃO DO MODELO WATEM/SEDEM**

A calibração é um processo que estima os parâmetros de entrada de um modelo, dentro de um determinado intervalo, até que suas diferenças entre os valores observados e medidos sejam verificadas por um critério de convergência pré-determinado, sendo que o objetivo da calibração é melhorar os parâmetros estimados.

As variáveis de maior sensibilidade que necessitam ser calibradas são os coeficientes de conectividade. O coeficiente de conectividade da parcela refere-se à maneira como a área total de contribuição da bacia hidrográfica é reduzida entre os diferentes usos. As terras

cultivadas quando comparadas com a vegetação natural, possui diferentes valores de coeficiente de conectividade para aplicação do modelo WaTEM/SEDEM. Dessa forma, o modelo possui diferentes coeficientes de conectividade entre lavoura ( $K_{Tc\ alto}$ ), matas e pastagens ( $K_{Tc\ Baixo}$ ), e um limite entre ambos os usos representado pelo  $K_{Tc\ Limite}$ .

Em primeiro lugar, o coeficiente de conectividade ( $K_{Tc\ Baixo}$ ) do modelo WaTEM/SEDEM é calibrado onde o valor de  $K_{Tc\ Limite}$  é fixado em 0,001. Em seguida é calibrado o coeficiente de conectividade ( $K_{Tc\ Alto}$ ) com valor de  $K_{Tc\ Limite}$  fixado em 0,01. Após calibrar o modelo WaTEM/SEDEM com os valores de  $K_{Tc\ alto}$  e  $K_{Tc\ baixo}$  é utilizado o  $K_{Tc\ Limite}$  fixo em 0,01 para a simulação dos cenários conservacionistas desejados.

## ANEXO F - PRINCIPAIS PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DO FATOR C ANUAL

Os parâmetros abaixo compreendem dois anos de dados monitorados para as culturas de soja /trigo/aveia/soja.

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*CSI*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,0026	0,0577	0,045
0,0025	0,0300	0,084
0,0008	0,0107	0,075
0,0001	0,0030	0,036
0,0000	0,0010	0,041
0,0021	0,0348	0,059
0,0036	0,0307	0,118
0,0056	0,0297	0,187
0,0005	0,0079	0,064
0,0000	0,0017	0,018
0,0001	0,0004	0,153
0,0000	0,0001	0,118
<b>0,01794</b>		

<b>Efeito da cobertura viva</b>						
<b>Cobertura pelo Dossel</b>	<b>% da superfície coberta</b>	<b>Alt.Méd.Qu ed.</b>	<b>Biomassa aérea total</b>	<b>Biomassa aérea produtiva</b>	<b>Potencial</b>	<b>Prop. de MS no período d (Kg/ha<sup>-1</sup>)</b>
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd)*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend./ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,90237	10	0,10	1000000,00	1000,000	200	1000
0,71747	30	0,25	4840000,00	2200,000	500	2200
0,55654	50	0,35	12960000,00	3600,000	1200	3600
0,36408	75	0,55	33640000,00	5800,000	1800	5800
0,27047	90	0,70	68890000,00	8300,000	2000	8300
0,80474	20	0,20	12250000,00	3500,000	60	3500
0,73232	28	0,10	9610000,00	3100,000	200	3100
0,80298	20	0,10	3240000,00	1800,000	100	1800
0,63987	40	0,15	5290000,00	2300,000	200	2300
0,49126	60	0,30	9000000,00	3000,000	500	3000
0,36119	80	0,40	10890000,00	3300,000	1000	3300
0,27479	95	0,60	39690000,00	6300,000	1500	6300

<b>Efeito da cobertura por resíduos</b>					
<b>Cobertura do solo</b>	<b>Coef. tabelado</b>		<b>% da superfície coberta</b>	<b>Dec. dos resíduos (t. ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temp./Umidade</b>
<b>CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)<sup>0.08</sup></b>	<b>Rs</b>	<b>b</b>	<b>Cr=(1-EXP(-a*Mr))*100</b>	<b>Mri=Mri-1EXP(-a*D)</b>	<b>a=p[mínimo de (W,F)]</b>
0,121	1,00	0,035	62,946	1,909	0,027
0,153	1,00	0,035	55,797	1,570	0,012
0,180	1,00	0,035	50,985	1,371	0,012
0,201	1,00	0,035	47,717	1,247	0,012
0,217	1,00	0,035	45,451	1,166	0,012
0,085	1,00	0,035	73,308	2,642	0,008
0,109	1,00	0,035	65,867	2,150	0,008
0,061	1,00	0,035	83,424	3,328	0,003
0,068	1,00	0,035	79,816	2,963	0,003
0,078	1,00	0,035	75,770	2,625	0,004
0,089	1,00	0,035	72,123	2,366	0,004
0,100	1,00	0,035	68,646	2,148	0,004



<b>Efeito da cobertura por resíduos</b>					
<b>ppt acum.</b>	<b>Umidade</b>	<b>Coef.tabelado</b>		<b>Temperatura</b>	
<b>R</b>	<b>W=R/Ro</b>	<b><math>\alpha</math></b>	<b>p</b>	<b>Ta</b>	<b><math>F=(2*((Ta+7.8)^2*(To+7.8)^2*(Ta+7.8)^4))/(T0+7.8)^4</math></b>
143,2	1,084	0,520	0,025	22,50	0,487
359,1	2,720	0,520	0,025	23,00	0,480
661,2	5,009	0,520	0,025	23,30	0,476
796,6	6,034	0,520	0,025	23,24	0,477
883,7	6,695	0,520	0,025	22,45	0,488
207,3	1,570	0,500	0,017	19,65	0,499
412,5	3,125	0,500	0,017	16,48	0,467
258,6	1,959	0,540	0,008	14,74	0,436
486,0	3,682	0,540	0,008	14,13	0,423
581,1	4,402	0,540	0,008	18,62	0,493
728,3	5,517	0,540	0,008	17,05	0,476
925,8	7,014	0,540	0,008	18,99	0,496

<b>Efeito do uso anterior</b>			
<b>UA=-0.951*Cf*exp-[(-4.52*Era)+((0.95*(Ere/Cf<sup>0.5</sup>)]</b>	<b>Era Mg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Ere T. ha<sup>-1</sup></b>	<b>Cf=EXP(-0.115*Ap)</b>
0,5861	0,045	0,150	0,631
0,2773	0,200	0,110	0,631
0,1070	0,400	0,070	0,631
0,0413	0,600	0,030	0,631
0,0171	0,800	0,050	0,631
0,5084	0,050	0,050	0,631
0,3833	0,113	0,050	0,631
0,6749	0,027	0,200	0,631
0,1851	0,300	0,150	0,631
0,0449	0,600	0,100	0,631
0,0116	0,900	0,100	0,631
0,0030	1,200	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos

<b>Rugosidade da superfície</b>			
<b>Rugosidade da Superfície</b>	<b>Precipitação ppt</b>	<b>Rugosidade aleatória no período</b>	<b>Decréscimo da rugosidade</b>
<b>RS=EXP(-0.26*(Ru-0.61))</b>	<b>acumulada (10 anos)</b>	<b>Ru=0.61+Dr*(Rui-0.61)</b>	<b>Dr=EXP(-0.0055*Pt)</b>
0,904	161,77	1,000	0,411
0,982	313,50	0,680	0,178
0,999	468,78	0,615	0,076
1,000	576,52	0,610	0,042
1,000	700,32	0,610	0,021
1,000	151,90	0,610	0,434
1,000	287,30	0,610	0,206
0,904	143,98	1,000	0,453
0,980	288,83	0,690	0,204
0,998	415,23	0,618	0,102
1,000	545,40	0,610	0,050
1,000	774,71	0,610	0,014

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

Os parâmetros abaixo compreendem dois anos de dados monitorados para as culturas de soja/trigo/aveia/soja.

<b>Determinação do fator C</b>		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,000031	0,0007	0,045
0,000051	0,0006	0,084
0,005863	0,0778	0,075
0,000785	0,0219	0,036
0,000279	0,0068	0,041
0,000123	0,0021	0,059
0,000059	0,0005	0,118
0,004534	0,0242	0,187
0,000654	0,0102	0,064
0,000040	0,0022	0,018
0,000144	0,0009	0,153
0,000046	0,0004	0,118
<b>0,01260</b>		

<b>Efeito da cobertura viva</b>						
<b>Cobertura pelo Dossel</b>	<b>% da superfície coberta</b>	<b>Alt.Méd.Qu ed.</b>	<b>Biomassa aérea total</b>	<b>Biomassa aérea total</b>	<b>Potencial produtivo</b>	<b>Prop. de MS no período d (Kg/ha<sup>-1</sup>)</b>
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(- 0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(- ε*Bmd)*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend./ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,2414	95	0,75	3515625	1875	1800	1875
0,3232	90	0,95	5062500	2250	3000	2250
0,8116	20	0,20	90000	300	50	300
0,8116	20	0,20	1000000	1000	100	1000
0,6452	40	0,40	2250000	1500	200	1500
0,4836	60	0,50	4000000	2000	500	2000
0,3515	80	0,70	6250000	2500	1000	2500
0,8088	20	0,15	640000	800	500	800
0,6557	40	0,50	5760000	2400	1500	2400
0,3707	80	0,80	16000000	4000	4000	4000
0,4070	85	1,20	36000000	6000	6000	6000
0,4431	90	1,60	51840000	7200	8000	7200

<b>Efeito da cobertura por resíduos</b>					
<b>Cobertura do solo</b>	<b>Coef. tabelado</b>		<b>% da superfície coberta</b>	<b>Dec. dos resíduos (t. ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temp./Umidade</b>
<b>CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)<sup>0.08</sup></b>	<b>Rs</b>	<b>b</b>	<b>Cr=(1-EXP(-a*Mr))*100</b>	<b>Mri=Mri-1EXP(-a*D)</b>	<b>a=p[mínimo de (W,F)</b>
0,076	1,00	0,035	76,594	2,793	0,0113
0,113	1,00	0,035	64,840	2,010	0,0124
0,191	1,00	0,035	49,279	1,358	0,0504
0,044	1,00	0,035	92,754	2,763	0,0088
0,058	1,00	0,035	84,765	1,981	0,0128
0,095	1,00	0,035	69,940	1,265	0,0344
0,122	1,00	0,035	62,639	1,036	0,0608
0,095	1,00	0,035	70,009	1,204	0,0688
0,119	1,00	0,035	63,370	1,004	0,1216
0,120	1,00	0,035	63,213	1,000	0,1568
0,120	1,00	0,035	63,212	1,000	0,1728
0,120	1,00	0,035	63,212	1,000	0,2432

<b>Efeito da cobertura por resíduos</b>					
<b>ppt acum.</b>	<b>Umidade</b>	<b>Coef.tabelado</b>		<b>Temperatura</b>	
<b>R</b>	<b>W=R/Ro</b>	<b><math>\alpha</math></b>	<b>p</b>	<b>Ta</b>	<b><math>F=(2*((Ta+7.8)^2*(To+7.8)^2*(Ta+7.8)^4))/(T0+7.8)^4</math></b>
122,2	0,926	0,520	0,025	24,38	0,453
257,7	1,952	0,520	0,025	21,24	0,498
171,7	1,300	0,500	0,008	19,36	0,498
269,5	2,041	0,950	0,008	15,31	0,447
634,8	4,809	0,950	0,008	13,89	0,418
815,0	6,174	0,950	0,008	14,15	0,423
893,3	6,767	0,950	0,008	15,83	0,457
319,9	2,423	1,000	0,016	17,51	0,482
590,1	4,470	1,000	0,016	20,85	0,499
733,3	5,555	1,000	0,016	22,49	0,487
949,2	7,191	1,000	0,016	23,00	0,480
1149,8	8,711	1,000	0,016	23,30	0,476

<b>Efeito do uso anterior</b>			
<b>UA=-0.951*Cf*exp-[(-4.52*Era)+((0.95*(Ere/Cf<sup>0.5</sup>))]</b>	<b>Era Mg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Ere T. ha<sup>-1</sup></b>	<b>Cf=EXP(-0.115*Ap)</b>
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,508	0,050	0,050	0,631
0,675	0,027	0,200	0,631
0,185	0,300	0,150	0,631
0,045	0,600	0,100	0,631
0,012	0,900	0,100	0,631
0,348	0,200	0,300	0,631
0,133	0,400	0,250	0,631
0,051	0,600	0,200	0,631
0,019	0,800	0,150	0,631
0,007	1,000	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos



<b>Rugosidade da superfície</b>			
<b>Rugosidade da Superfície</b>	<b>Precipitação ppt</b>	<b>Rugosidade aleatória no período</b>	<b>Decréscimo da rugosidade</b>
<b>RS=EXP(-0.26*(Ru-0.61))</b>	<b>acumulada (10 anos)</b>	<b>Ru=0.61+Dr*(Rui-0.61)</b>	<b>Dr=EXP(-0.0055*Pt)</b>
0,904	107,74	1,000	0,553
0,972	231,54	0,719	0,280
0,988	151,90	0,657	0,434
0,904	135,13	1,000	0,476
0,978	279,11	0,694	0,215
0,998	423,96	0,618	0,097
1,000	550,36	0,610	0,048
0,904	130,18	1,000	0,489
0,986	359,48	0,664	0,138
0,999	521,25	0,613	0,057
1,000	672,99	0,610	0,025
1,000	828,26	0,610	0,011

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

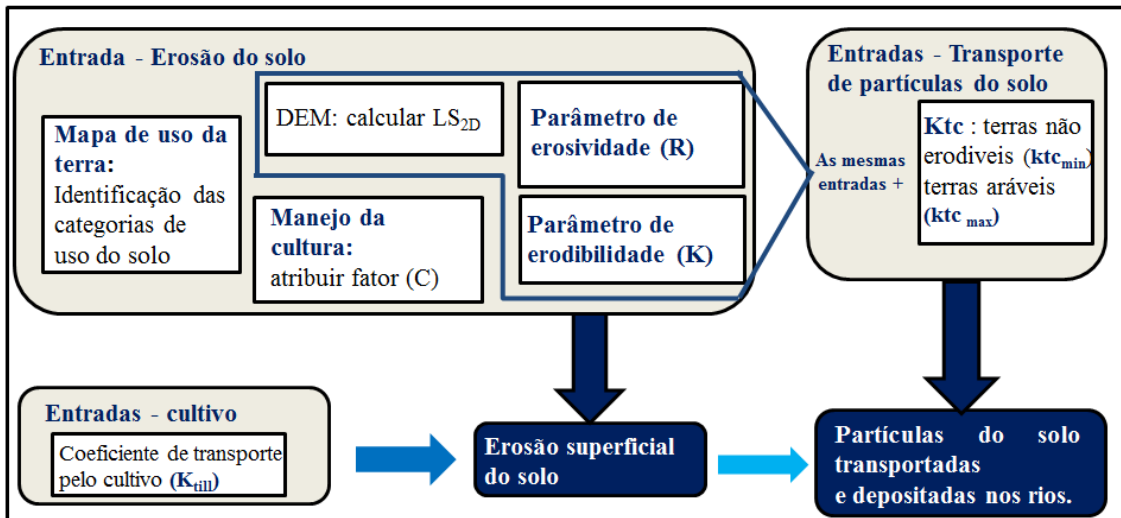
**ANEXO G - DADOS DO MONITORAMENTO DA BACIA DO RIO CONCEIÇÃO PARA O PERÍODO 2011-2015.**

Bacia do Rio Conceição								
Mês/Ano	Ppt (mm)	DSS (kg s <sup>-1</sup> )			Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )			PS (t. km <sup>-2</sup> )
		Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima	
Janeiro/2011	144,55	0,31	1,52	0,16	13,06	30,28	9,84	1,40
Fevereiro/2011	380,85	1,65	11,32	0,18	25,01	81,62	10,45	7,30
Março/2011	260,35	2,46	23,72	0,02	18,71	80,43	9,22	3,40
Abril/2011	245,15	7,64	89,27	0,12	35,91	155,99	15,06	18,20
Mai/2011	111,50	2,61	28,07	0,11	29,23	122,05	18,05	11,30
Junho/2011	181,60	2,23	17,56	0,12	28,53	101,40	14,54	10,00
Julho/2011	224,95	5,11	76,98	0,61	40,09	210,40	19,22	26,80
Agosto/2011	223,40	7,45	158,00	0,22	39,96	120,08	24,49	32,90
Setembro/2011	43,70	0,10	0,45	0,01	18,64	23,56	14,12	2,70
Outubro/2011	198,20	0,64	3,78	0,01	18,69	32,49	13,02	3,30
Novembro/2011	85,30	0,68	12,67	0,09	14,58	29,80	10,36	1,70
Dezembro/2011	35,40	0,11	0,17	0,07	8,35	10,15	6,78	0,50
Janeiro/2012	112,10	0,19	1,35	0,03	6,38	12,55	4,92	0,31
Fevereiro/2012	66,10	0,04	0,08	0,02	4,79	6,77	3,52	0,15
Março/2012	52,20	0,04	0,17	0,02	4,12	7,91	3,15	0,13
Abril/2012	58,00	0,02	0,05	0,01	3,28	5,23	2,60	0,08
Mai/2012	19,00	0,01	0,04	0,01	2,59	3,13	2,29	0,05
Junho/2012	56,60	0,02	0,07	0,01	3,05	4,77	2,54	0,07
Julho/2012	189,70	3,45	76,20	0,02	9,32	50,77	2,62	3,10
Agosto/2012	71,65	0,20	1,12	0,05	8,58	19,10	5,92	0,60
Setembro/2012	189,55	2,60	60,56	0,15	14,89	67,18	5,22	3,50
Outubro/2012	361,40	4,78	50,77	0,58	37,55	153,57	17,18	19,90
Novembro/2012	83,80	0,58	1,10	0,43	19,23	34,27	14,26	3,00
Dezembro/2012	372,45	6,46	73,16	0,47	48,10	175,92	16,33	42,70

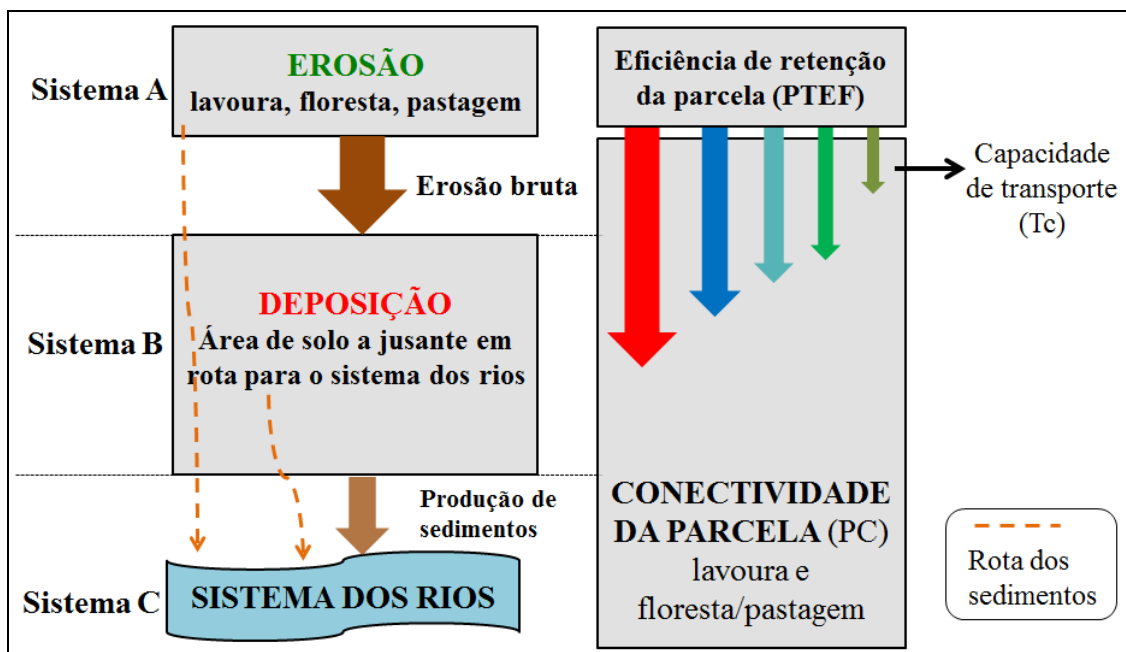
Janeiro/2013	125,40	1,93	23,33	0,47	31,18	82,62	16,50	11,10
Fevereiro/2013	162,35	0,42	0,66	0,25	15,82	20,03	12,40	1,70
Março/2013	213,15	1,00	8,40	0,21	19,87	42,60	11,50	3,50
Abril/2013	162,05	1,00	5,26	0,31	21,46	55,90	13,30	4,20
Mai/2013	141,40	0,71	7,34	0,24	18,00	48,14	12,10	2,90
Junho/2013	36,30	0,31	0,83	0,00	15,53	24,01	12,64	2,10
Julho/2013	36,85	0,57	3,14	0,34	16,23	31,63	11,96	1,70
Agosto/2013	93,05	0,67	3,25	0,29	19,07	63,22	10,40	1,30
Setembro/2013	123,65	0,57	2,06	0,35	19,09	55,42	12,40	3,10
Outubro/2013	145,70	0,46	0,91	0,30	16,27	32,25	10,70	2,20
Novembro/2013	129,05	0,36	0,40	0,31	12,55	14,07	10,90	1,80
Dezembro/2013	89,70	0,32	1,30	0,30	12,83	18,16	8,18	1,20
Janeiro/2014	200,60	0,65	4,68	0,19	14,69	29,45	9,37	1,70
Fevereiro/2014	122,95	0,56	4,42	0,17	9,18	12,94	7,18	0,50
Março/2014	134,75	0,53	4,65	0,15	13,45	29,59	6,55	0,70
Abril/2014	171,65	0,54	9,79	0,14	15,17	130,49	5,66	5,70
Mai/2014	269,45	0,79	6,57	0,26	30,85	214,10	9,83	17,00
Junho/2014	365,30	1,53	4,07	0,62	66,29	176,71	26,96	32,30
Julho/2014	180,25	3,77	89,14	0,82	54,32	165,06	28,12	27,20
Agosto/2014	78,30	0,79	2,56	0,51	24,24	32,25	17,64	4,60
Setembro/2014	319,90	3,99	77,46	0,60	44,12	184,43	20,25	22,40
Outubro/2014	270,20	3,70	73,82	0,81	52,56	206,79	27,54	25,40
Novembro/2014	143,15	1,78	55,33	0,51	28,95	134,36	18,34	8,30
Dezembro/2014	215,95	1,97	40,58	0,24	25,61	126,95	9,10	8,60
Janeiro/2015	302,05	3,84	77,28	0,20	36,64	122,65	22,37	14,00
Fevereiro/2015	135,40	0,35	20,54	0,51	24,75	113,86	13,65	7,70
Março/2015	87,15	0,67	18,43	0,67	13,35	20,42	0,83	1,30
Abril/2015	207,25	0,67	47,18	0,42	25,93	99,63	9,52	9,20
Mai/2015	205,25	2,85	41,84	0,59	31,19	106,09	18,24	12,90

Junho/2015	258,55	3,98	78,21	0,98	39,08	146,10	20,72	26,60
Julho/2015	227,45	4,27	47,88	1,27	67,07	147,91	44,65	44,20
Agosto/2015	95,05	1,28	7,35	0,93	40,46	57,79	35,29	5,40
Setembro/2015	147,20	1,40	19,94	0,82	37,36	84,00	31,34	4,90
Outubro/2015	239,80	2,09	98,75	0,83	43,72	153,34	32,12	19,10
Novembro/2015	228,40	1,03	121,45	0,96	46,89	168,53	33,17	22,20
Dezembro/2015	336,56	4,47	234,31	1,23	88,97	179,24	43,54	91,60

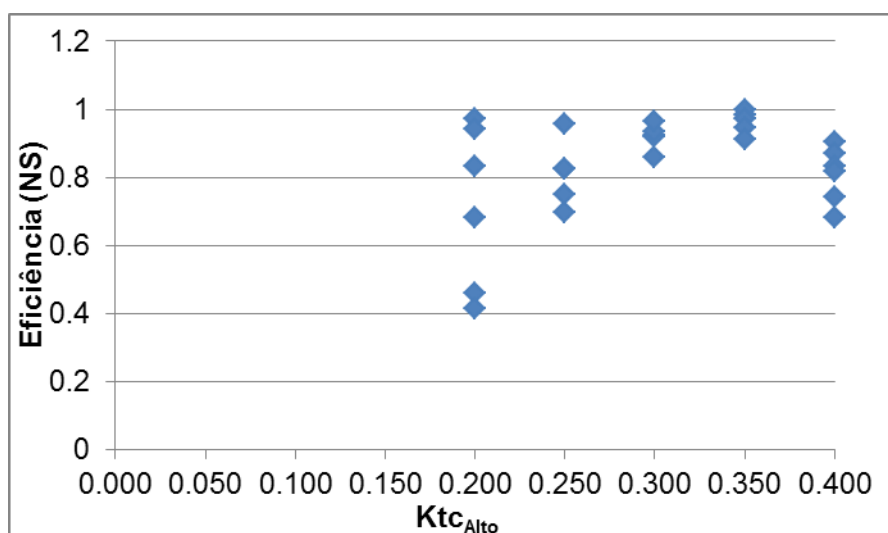
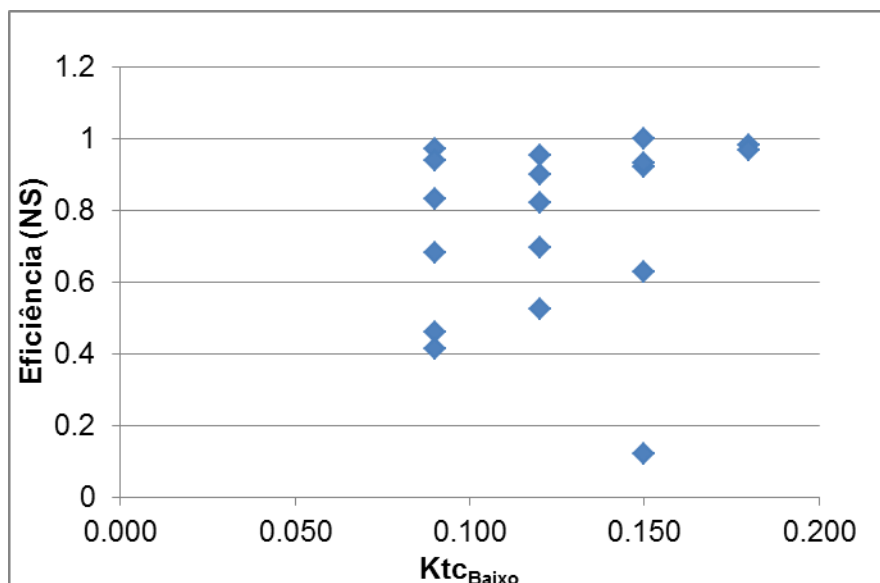
## ANEXO H - REPRESENTAÇÃO DO MODELO WaTEM/SEDEM

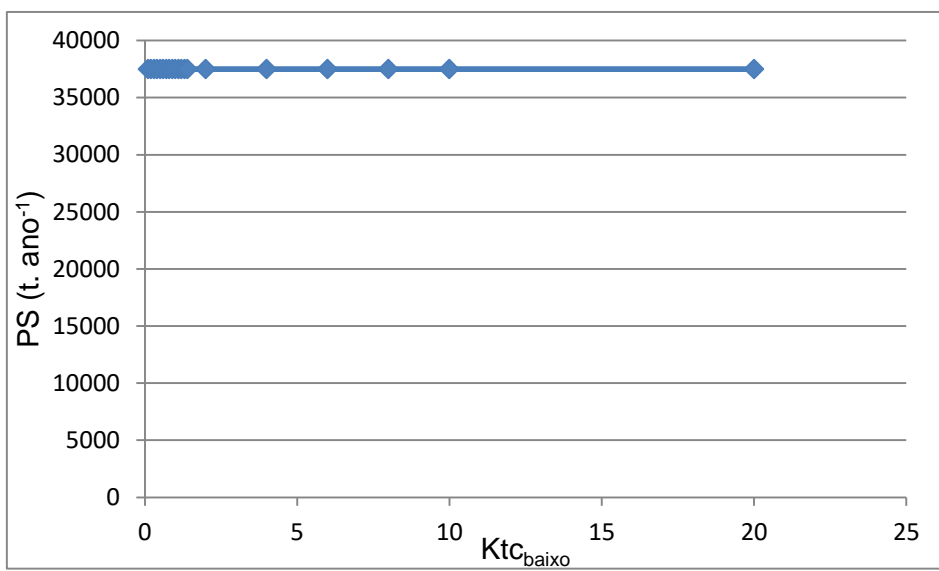
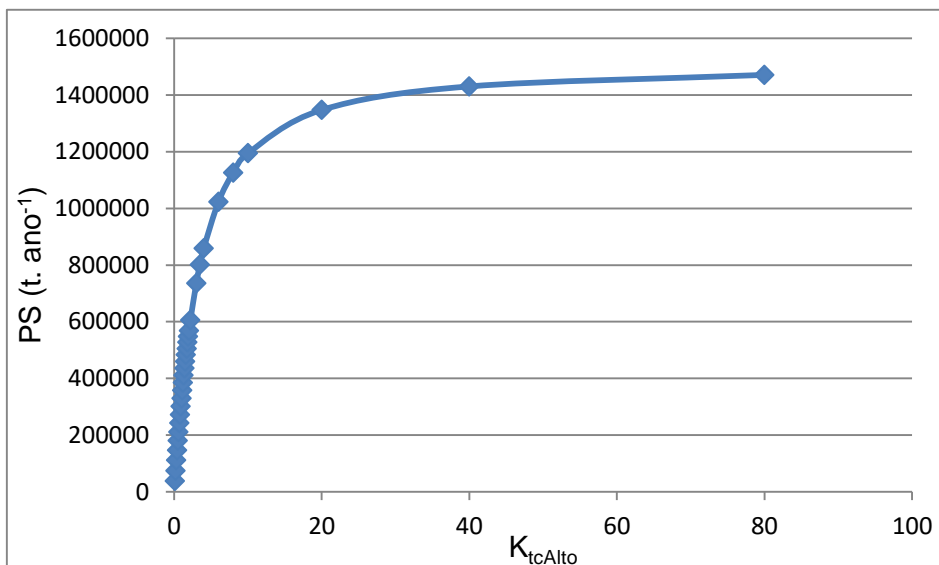


Fonte: Quinteiro et al., 2014



Fonte: Adaptado Quinteiro et al., 2014

**ANEXO I - EFICIÊNCIA DO MODELO WaTEM/ SEDEM**

**ANEXO J - ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO WATEM/SEDEM**

**ANEXO L - SENSIBILIDADE DE RESPOSTA PARA EROSIVIDADE DAS CHUVAS  
NO MODELO WaTEM/SEDEM.**

