

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

CÁSSIO KRÜGER DE FREITAS

**AVALIAÇÃO DA RETENÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO CUNHA POR MEIO DO MODELO INVEST SDR.**

Porto Alegre
Dezembro 2018

CÁSSIO KRÜGER DE FREITAS

AVALIAÇÃO DA RETENÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO CUNHA POR MEIO DO MODELO INVEST SDR.

TRABALHO DE CONCLUSÃO
APRESENTADO AO CURSO DE
ENGENHARIA AMBIENTAL DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO
GRANDE DO SUL COMO PARTE DOS
REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DE
TÍTULO DE ENGENHEIRO AMBIENTAL.

Orientador: Prof. Dr. Gean Paulo Michel

Porto Alegre
Dezembro 2018

Freitas, Cássio Krüger
AVALIAÇÃO DA RETENÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO CUNHA POR MEIO DO MODELO INVEST
SDR. / Cássio Krüger Freitas. -- 2018.
77 f.
Orientador: Gean Paulo Michel.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto
de Pesquisas Hidráulicas, Curso de Engenharia
Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2018.

1. Retenção de sedimentos. 2. INVEST. 3. Serviços
ecossistêmicos. I. Michel, Gean Paulo, orient. II.
Título.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Rio Grande do Sul por proporcionar a mim e tantos outros cidadãos um ensino público de qualidade, onde pude aprender com excelentes professores.

Ao Grupo de Pesquisas de Desastres Naturais, por ter compartilhado o espaço enquanto eu fazia este TCC. Principalmente ao meu orientador Gean, por garantir a existência desse trabalho e pela amizade durante o processo.

A meus amigos da Engenharia Ambiental da UFRGS, principalmente os da barra onze, os quais foram muito importantes durante a vida acadêmica, dividindo angustias, aprendizados, conhecimentos, vivências e muitas discussões, além de sempre enriquecerem com alegria este período da graduação. Em especial, agradeço ao Guilherme Finkler e a Jéssica Prado, por cada cerveja, por cada risada, por cada xingamento, por cada hora de conversa que tínhamos em vez de estarmos fazendo os trabalhos atrasados.

Ao Laboratório de Modelagem Ricardo Ayup Zouain pelos três anos de convivência, onde pude aprender com pessoas das mais variadas áreas. A professora Tatiana Silva da Silva, por todo o conhecimento transmitido, e é claro por ter aceito um estudante com pouca experiência em SIG. Aos meus companheiros de laboratório Zé, Bernardo e Fernando.

A toda minha família do grupo escoteiro Charruas 003/RS, os quais somaram imensamente para meu desenvolvimento pessoal, me ensinando virtudes e valores necessários para a vida. Destaco aqueles que viveram o programa comigo e nunca fugiram da raia: Heitor, Silicone, Thais e Eliezer. Aos amigos do movimento, principalmente os 'Avengers' por serem meu segundo grupo.

A meus amigos Mauro e Saldoval, por sempre acreditarem em mim, mesmo quando eu estou distante.

A minha família por serem as pessoas que são, o que formou a pessoa que eu sou. Por saberem valorizar a alegria e o amor. Aos meus pais Ricardo Silva de Freitas e Herika Terezinha Krüger, os quais sempre me proporcionaram as condições para ser uma pessoa melhor, e principalmente por terem proporcionado meu irmão Heitor Krüger de Freitas meu maior mestre na vida.

“Seja você mesmo. Todos os outros
já foram escolhidos por alguém.”

Oscar Wilde.

RESUMO

A erosão, processo de remoção, transporte e deposição dos sedimentos, pode gerar diversos impactos na qualidade ambiental e no bem-estar humano. Visando avaliar a retenção do sedimento e, por conseguinte, a dinâmica dos processos erosivos, o presente trabalho realiza a aplicação, na bacia hidrográfica do rio Cunha – SC, do modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Sediment Delivery Ratio* (InVEST SDR). O modelo gera a estimativa do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos prestado pelas unidades ecossistêmicas presentes na bacia, assim como a distribuição espacial de outros componentes de erosão. Para tal, utilizaram-se dados espaciais georreferenciados de erosividade da chuva, de erodibilidade do solo, de elevação do terreno e de cobertura e uso do solo para a região estudada. A fim de realizar a calibração do InVEST SDR, modificaram-se os parâmetros de calibração do modelo até que a produção de sedimentos estimada pelo modelo atingisse o valor da produção de sedimentos medida durante um ano para a bacia. A aplicação do modelo gerou um valor para o serviço ecossistêmico de retenção de sedimento de 148.475,69 ton/ano. Identificou-se que os ecossistemas de florestas promovem a maior retenção dentro da bacia, enquanto a menor retenção ocorre em unidades ecossistêmicas que não apresentam cobertura vegetal (solo exposto).

Palavras-chave: Retenção de sedimentos, InVEST; serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

Erosion, the process of removal, transport and deposition of sediments, can generate diverse impacts on environmental quality and human well-being. In order to evaluate the sediment retention and, consequently, the dynamics of the erosive processes, the present work applies the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Sediment Delivery Ratio (InVEST SDR) on the Cunha river basin - SC. The model generates the estimate for the ecosystem service of sediment retention provided by the ecosystem units present in the basin, as well as the spatial distribution of other erosion components. For this, georeferenced spatial data of rain erosivity, soil erodibility, land elevation and land use and land cover were applied for the studied region. In order to perform the InVEST SDR calibration, the calibration parameters of the model were modified until sediment yield estimated by the model reached the sediment yield value measured during one year for the basin. The application of the model generated a value for the ecosystem service of sediment retention of 148,475.69 ton / year. It has been identified that forest ecosystems promote greater retention within the basin, while the lower retention occurs in ecosystem units that do not have vegetation cover (soil exposed).

Keywords: *Sediment retention, InVEST, ecosystem services.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Categorias das funções ecossistêmicas. Adaptado de MEA, 2005.	13
Figura 2 – Movimentação do sedimento em bacia hidrográfica, fontes e depósitos até atingir o exutório. Fonte: Adaptado de <i>Capital Natural Project</i>	17
Figura 3 – Concepção do Índice de Conectividade. Fonte: Adaptado de Borselli <i>et al.</i> (2014).	20
Figura 4 - Localização de áreas alagadas por barragens para a produção hidrelétrica no município de Rio dos Cedros - SC.	24
Figura 5 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Cunha.	27
Figura 6 – Tipos de solo encontrados na bacia hidrográfica do rio Cunha.....	28
Figura 7 – Distribuição espacial da erosividade média anual para o estado de Santa Catarina. Ponto vermelho representa a localização aproximada da bacia hidrográfica do rio Cunha. Fonte: Adaptado de BACK e POLETO (2018).	32
Figura 8 – Uso e cobertura do solo da bacia do rio Cunha. Fonte: Adaptado de Reginatto <i>et al.</i> (2012). Resolução espacial 30x30m. Datum: SIRGAS UTM 22S.....	35
Figura 9 – Relação entre o índice de conectividade e a taxa de transferência de sedimento. O máximo valor de SDR foi estipulado para $SDR_{max} = 0,8$. O efeito da calibração é ilustrado avaliando as situações nas quais o parâmetro $k_b = 1$ e $k = 2$ (linha preta sólida e tracejada, respectivamente), e quando o parâmetro $IC_0 = 0,5$ e $IC_0 = 2$ (linha tracejada preta e cinza, respectivamente). Fonte: Adaptado de Hamel (2015).	37
Figura 10 – Teste de sensibilidade para $t_{fac} = 500$. Curvas representado as variações nos resultados de produção de sedimentos estimados pelo modelo em relação a variação dos parâmetros de calibração. Variações do parâmetro k_b representadas por linha tracejada e “cruz”. Variações do parâmetro IC_0 representadas por linha sólida e “X”.....	42
Figura 11 - Teste de sensibilidade para $t_{fac} = 50.000$. Curvas representado as variações nos resultados de produção de sedimentos estimados pelo modelo em relação a variação dos parâmetros de calibração. Variações do parâmetro k_b representadas por linha tracejada e “cruz”. Variações do parâmetro IC_0 representadas por linha sólida e “X”.....	43
Figura 12 – Resposta do modelo de transferência de sedimentos à uma mudança de 50% em parâmetros de entrada selecionados. Parâmetros de interesse k_b e IC_0 . Fonte: Hamel <i>et al.</i> (2015).....	44
Figura 13 - Resultado para a erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.	45
Figura 14 – Distribuição da estimativa da espessura do solo perdida devido a erosão e transporte do sedimento na bacia do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.	46
Figura 15 – Distribuição do Índice de Conectividade na bacia hidrográfica do rio Cunha.	48
Figura 16 – Distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.	49
Figura 17 – Distribuição espacial da retenção de sedimento na bacia hidrográfica do Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.....	51
Figura 18 - Estimativa da espessura do solo retida na bacia do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativas da SDR a partir de equações empíricas.....	19
Tabela 2 - Dados utilizados por BACK e POLETO (2018) para a estimativa do fator de erosividade para o estado de Santa Catarina.	31
Tabela 3 – Parâmetros adotados para o cálculo do fator de erodibilidade dos solos K.	33
Tabela 4 – Valores do expoente de comprimento do fator LS. Fonte: Adaptado de Oliveira <i>et al</i> (2013)..	34
Tabela 5 – Fatores C utilizados para as coberturas do solo da bacia hidrográfica do rio Cunha.....	35
Tabela 6 – Resumo dos dados de entrada que o estudo utilizou no modelo InVEST SDR.....	40
Tabela 7 – Valores dos parâmetros de entrada e os resultados encontrados na bacia do rio Cunha pelo modelo InVEST SDR.	41

SUMÁRIO

1	Introdução	9
1.1-	Objetivos	11
1.1.1-	Objetivo Geral	11
1.1.2-	Objetivos Específicos	11
2	Revisão Bibliográfica.....	12
2.1-	Serviços Ecosistêmicos.....	12
2.2-	Erosão e Retenção de Sedimento	15
2.3-	Sediment Delivery Ratio (SDR)	17
2.3.1-	Índice de Conectividade	19
2.4-	Modelos de Produção de Sedimentos	21
2.5-	Rio dos Cedros e Rio Cunha.....	23
3	Material e Métodos	26
3.1-	Área de Estudo	26
3.2-	Modelo InVEST SDR.....	29
3.2.1-	Perda de Solo.....	30
3.2.2-	SDR	36
3.3-	Verificação do Funcionamento	39
3.3.1-	Análise de sensibilidade do modelo	39
4	Resultados e Discussão.....	41
4.1-	Análise de sensibilidade dos parâmetros de Calibração	41
4.2-	Erosão do Solo.....	45
4.3-	Índice de Conectividade	47
4.4-	Produção de Sedimentos	49
4.5-	Retenção de Sedimento	50
5	Conclusão	54
6	Recomendações.....	55
7	Referências Bibliográficas.....	56

1 INTRODUÇÃO

A erosão do solo é um processo natural, pelo qual há remoção de uma massa de solo de um local, seu transporte e conseqüente deposição em outros locais (COSTA, 2003), contribuindo para a formação da paisagem. Os fenômenos erosivos, causados por agentes como o ar e a água, sofrem influência de características do local de erosão, como, por exemplo, a declividade, a facilidade de desagregação do sedimento e a cobertura e uso do solo.

Embora um processo natural, fenômenos erosivos podem ser prejudiciais ao meio ambiente, principalmente quando potencializados pelas ações humanas, promovendo a perda de camadas férteis do solo. Isto resulta no empobrecimento do solo, originando terras improdutivas, que, em muitos casos, são de difícil recuperação, além de conseqüências negativas aos recursos hídricos (CORRÊA e COSTA, 2005). Desta forma, existe grande preocupação quanto a perdas relacionadas a erosão.

A Organização da Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO e ITPS, 2015) coordenou um estudo para a avaliação das condições globais do solo, resultando no relatório '*Status of the world's soil resources*'. O relatório apresentado, que compila diversos estudos referentes a qualidade do solo, identifica a faixa de $20 \cdot 10^9$ a $30 \cdot 10^9$ ton/ano como a melhor representativa do valor médio estimado para perda do solo global por erosão hídrica. Induzido por esta erosão, os pesquisadores estimam a perda de $23 \cdot 10^6$ a $42 \cdot 10^6$ t/ano de N (nitrogênio) e $14,6 \cdot 10^6$ a $26,4 \cdot 10^6$ ton/ano de P (fósforo) dos solos agricultáveis, ocasionando efeitos negativos diretos nos resultados da produção agrícola e o aumento na necessidade do uso de fertilizantes.

Não diferente, os solos brasileiros também sofrem com a erosão, tendo sua perda estimada em 500 milhões de toneladas por ano (BERTONI e LOMBARDI, 1995). Mesmo que o Brasil apresente redução na erosão do solo por meio da aplicação de práticas de plantio direto (FAO e IEPS, 2015), a perda de solo ainda apresenta grandes impactos na economia nacional. No estado do Paraná, no ano de 2018, estimou-se o prejuízo econômico, causado pelo arraste de nutrientes em lavouras temporárias, próximo a 242 milhões de dólares. Ainda, em decorrência do aquecimento global, espera-se para a região sul do país aumento de 109% do potencial erosivo das chuvas nas próximas décadas (ALMAGRO *et al.*, 2017), de modo conseqüente o aumento na erosão do solo.

O desprendimento de sedimentos e seu carreamento aos corpos hídricos também acarreta em impactos diretos na qualidade ambiental. O aporte destes na rede de drenagem de bacias hidrográficas reduz a capacidade de armazenamento de reservatórios de água, promove o assoreamento e aumento da turbidez de córregos e rios.

Neste contexto, faz-se necessário a promoção de práticas conservacionistas na busca pela diminuição da erosão nas bacias hidrográficas. Desta forma, é importante a procura por conhecimento sobre a distribuição da erosão e os fatores (precipitação, estrutura do solo, forma da paisagem, entre outros) que contribuem para a mesma. A interação destes fatores associados as características bióticas e abióticas da bacia promovem a identificação de compartimentos da paisagem, os quais oferecem serviços ecossistêmicos dentro da bacia. Entender os benefícios gerados por estes compartimentos permite a correta gestão na busca por um controle integrado da erosão do solo, atingindo-se um planejamento conservacionista (DOMINGOS, 2006).

Para a avaliação do processo erosivo é possível utilizar modelagem computacional. O emprego de modelos permite a simulação, através de equações empíricas ou fisicamente embasadas, das condições de erosão atuais e futuras de bacias hidrográficas, assim como a espacialização dos seus fenômenos erosivos. Desta maneira, torna-se possível a identificação das áreas contribuintes da bacia, podendo-se destacar locais de maior e menor contribuição de erosão. A partir de modelos também é possível identificar outras características, como no caso do modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* SDR 3.5.0, o qual estima, além dos fenômenos erosivos, a quantificação e distribuição da retenção de sedimentos, oportunizando a investigação sobre o serviço ecossistêmico prestado pelos compartimentos da paisagem.

Diante do exposto, o presente trabalho visa realizar a avaliação da dinâmica de sedimentos, assim como o serviço ecossistêmico prestado pelo ambiente quanto a retenção dos sedimentos para uma bacia hidrográfica.

1.1- OBJETIVOS

1.1.1- Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo analisar a capacidade de retenção de sedimentos para as diferentes unidades ecossistêmicas por meio do modelo InVEST SDR 3.5.0 na bacia hidrográfica do rio Cunha.

1.1.2- Objetivos Específicos

Ainda, destacam-se como objetivos específicos:

- Mensurar a estimativa de erosão do solo e sua distribuição através da paisagem da bacia;
- Avaliar a distribuição dos índices de conectividade da bacia estudada;
- Explorar a influência dos parâmetros de calibração sobre os resultados do modelo;
- Analisar a taxa de transferência de sedimentos média para a bacia.
- Contribuir com a geração de dados hidrossedimentológicos para a bacia estudada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1- SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Pela primeira vez, em 1935, propôs-se o uso do termo ecossistema pelo botânico inglês Arthur George Tansley. Ao cunhar o termo, o botânico enfatizou a integração dos fatores bióticos e abióticos (KATO, 2016) definindo ecossistema como a unidade de organização biológica composta por todos os organismos em uma área (isto é, comunidade). A comunidade interage com o ambiente físico onde o fluxo de energia leva à estrutura trófica característica e ciclo de material do sistema (ODUM, 1969).

O estudo do ecossistema, ou sistema ecológico, busca entender os processos e interações em determinada área considerando a combinação dos fatores envolvidos, pois sabe-se que os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, o que faz com que não seja possível fazer previsões de propriedades baseado apenas em conhecimentos sobre cada componente individualmente (ANDRADE, 2009). Ou seja, a complexidade das interações em determinada área não é definida pela soma individual de cada fator. Na verdade, os sistemas ecológicos não são somente inclusos ou partes de sistemas maiores, mas sim sobrepostos, interconectados e interagem uns com os outros (TANSLEY, 1935).

Entende-se que o meio antrópico modifica e faz parte dos ecossistemas, sendo, o ser humano considerado ora fator externo de determinado ecossistema, ora fator integrante (e.g. ecossistema urbano). Desta forma as mudanças decorrentes nos ecossistemas apresentam impactos positivos ou negativos para a população humana. Em 2001, encomendado pelo secretário geral das Nações Unidas Kofi Annan, iniciaram-se estudos, através de parcerias entre diversas instituições internacionais, para avaliar as consequências das mudanças dos ecossistemas no bem-estar humano. Em 2005, a síntese dos estudos foi divulgada no relatório '*Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*' (MEA, 2005).

Nos resultados encontrados no relatório, destaca-se a utilização do conceito de Serviços Ecossistêmicos (TEEB, 2012). Serviços ecossistêmicos são os benefícios fornecidos aos humanos através da transformação dos recursos naturais em um fluxo de serviços e bens essenciais (CONSTANZA *et al.*, 1997). Os benefícios advêm da

combinação dos efeitos positivos e negativos resultantes das interações ecossistêmicas, assim sendo dinâmicos. Um importante atributo dos serviços ecossistêmicos é o fato de serem determinados culturalmente, pois são considerados as utilidades que os ecossistemas proporcionam direta ou indiretamente para a pessoas. Então, o potencial de serem utilizados para fins humanos varia conforme a população muda seu conceito do que é útil, mesmo que o sistema ecológico mantenha-se relativamente constante (TEEB, 2010).

A compreensão dos serviços ecossistêmicos varia desde concepções simples, como purificação da água ocasionada por sua percolação no solo ou a produção de mel e polinização proporcionadas pelas abelhas e insetos ao se alimentarem, até concepções complexas como a manutenção da diversidade genética e suas implicações para a saúde humana e do próprio ecossistema. A complexa dinâmica dos ecossistemas e seus resultados em serviços ecossistêmicos, pode ter seu entendimento facilitado por meio do agrupamento destes serviços em quatro grandes categorias. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio apresenta as categorias como sendo as funções de suporte, provisão, regulação e cultura (Figura 1).

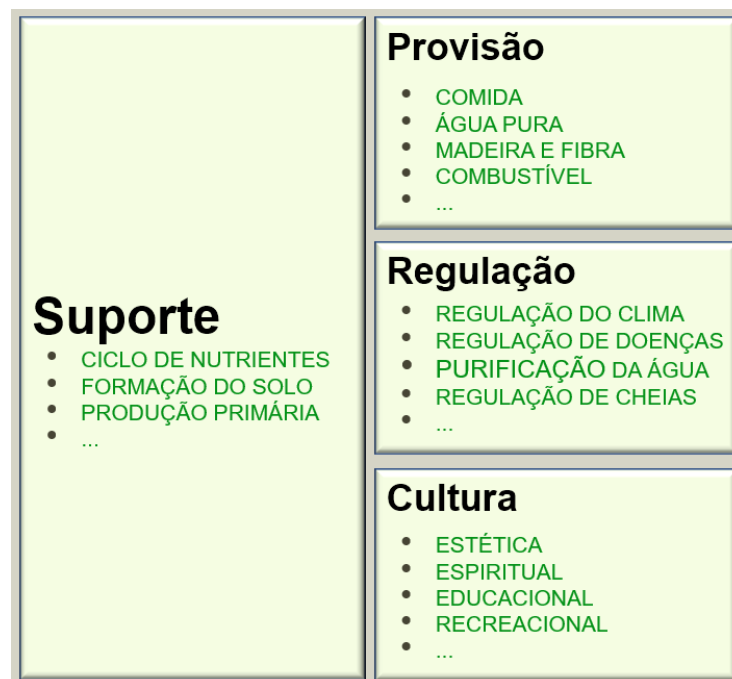


Figura 1 – Categorias das funções ecossistêmicas. Adaptado de MEA, 2005.

Os serviços de suporte incluem processos de longo termo, como a formação do solo e sua estrutura. Sua importância está relacionada a manter os sistemas de suporte a vida (DEPARTAMENTO DO MEIO AMBIENTE AUSTRÁLIA, 2009). Serviços de provisão são aqueles relacionados com a capacidade de produção de bens, como, por exemplo, comida produzida pela agricultura, combustível, água e energia. Quanto aos serviços de regulação, estes se relacionam às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como, por exemplo, manutenção da qualidade do ar e controle de erosão (ANDRADE, 2008). Por último, os serviços culturais são aqueles que conectam conhecimentos de países e locais, belezas naturais proporcionadas pelos ecossistemas, lazer, religião e todas as atividades que se desenvolvem e/ou são realizadas por costumes culturais.

Embora estes conceitos sejam relativamente recentes (Andrade, 2008), sua importância já despertou o interesse de diversos órgãos, levando a existência de grande esforço no entendimento e aplicação dos mesmos. Examinar o ambiente através dos serviços ecossistêmicos torna muito mais fácil identificar como as mudanças no ecossistema influenciam no bem-estar humano (MEA, 2005). O governo australiano afirma que o conceito de serviços ecossistêmicos se tornou parte da sua maneira de realizar o manejo da biodiversidade, água, indústrias primárias, assentamentos urbanos, planejamento regional e mudança climática (DEPARTAMENTO DO MEIO AMBIENTE AUSTRÁLIA, 2009). A Organização das Nações Unidas, por meio do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), promove a iniciativa '*The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*', a qual tem como foco dar visibilidade a valoração dos recursos naturais e seus serviços ecossistêmicos tornando-os linha de base nas tomadas de decisão em todos os níveis de gestão.

Constanza (1997) afirma que os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos se tornarão mais estressados e mais escassos no futuro. Por isso é preciso conhecer de que forma fenômenos antrópicos, como o crescimento econômico e o crescimento populacional, afetam a capacidade dos ecossistemas gerarem serviços essenciais à vida no planeta (ANDRADE, 2008), identificar e quantificar os serviços prestados atualmente, para garantir a provisão contínua dos mesmos.

O estresse nos serviços ecossistêmicos afeta diretamente na geração do seu benefício, que muitas vezes são recursos essenciais, como água e alimento. A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO e ITPS, 2015), destaca que a produção agrária e a qualidade da água sofrem grandes impactos com a perda de solo no ambiente. Garantir serviços que promovam a manutenção do solo é substancial a fim de assegurar que estes recursos, água e alimento, possam atender a crescente população mundial. Neste tocante, destaca-se o controle da erosão como um dos principais serviços ecossistêmicos na regulação e suporte dos solos.

2.2- EROÇÃO E RETENÇÃO DE SEDIMENTO

Erosão é o processo do desprendimento, transporte (SANTOS, 2004) e conseqüentemente deposição das partículas do solo. Causada por agentes como a água (erosão hídrica), vento (erosão eólica) e movimentos de massa (erosão gravitacional), a erosão contribui para modificações nas feições da paisagem de bacias hidrográficas (e.g. modificando cursos de rios devido ao transporte e sedimentação de partículas).

Assim como o processo erosivo modifica a bacia hidrográfica, o mesmo sofre modificações dela, tornando o processo erosivo um processo complexo que envolve vários fatores, de forma e magnitude variáveis, conforme o local de ocorrência (CARVALHO *et al.*, 2009). Alguns fatores de bacias que afetam a erosão são as características topográficas (áreas declivosas facilitam a erosão, áreas planas propiciam a deposição), as características pedológicas (estrutura do solo), a capacidade de infiltração, a cobertura do solo e características climáticas (altas pluviosidades propiciam maior desagregação e transporte das partículas).

A interação da erosão e seus fatores ocorre constantemente, assim, sedimentos são movidos a todo momento, sendo o processo mais intenso em algumas regiões e menos em outras. Definindo-se uma área de controle (e.g. bacia ou microbacia) percebe-se que parte dos sedimentos são desagregados, e depositados na própria área de controle, enquanto outros são transportados para além desta. À contabilização de todas as partículas que evadem a área de controle dá-se o nome de produção de sedimentos. A produção de sedimentos é definida como a quantidade de sedimentos transportados que passa em uma seção transversal de um curso d'água num determinado intervalo de

tempo (CARVALHO, 2008). Diretamente relacionada à erosão, a produção de sedimentos também sofre a influência dos mesmos fatores, sendo destacado a influência das chuvas.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2009) a erosão hídrica dos solos pode afetar profundamente a qualidade e o volume das águas devido à sedimentação e ao assoreamento. A retenção de parte do aporte de sedimento durante o processo de descarga dos mesmos em mananciais é realizada naturalmente pelo ambiente. A magnitude de retenção é dependente da interconexão de fatores da paisagem, como, por exemplo, relevo e cobertura do solo, e da flora e da fauna, ou seja, dependente das conexões ecossistêmicas.

O impedimento da descarga de sedimentos em rios é visto como um impacto sócio econômico positivo, não somente por evitar assoreamentos, mas também por garantir a permanência de nutrientes aderidos aos sedimentos. Demonstrado por Terrado *et al.* (2013), o serviço de retenção evitou a perda de 36,96% de nitrogênio e 71,21% da perda de fósforo na bacia de Llobregat. Desta maneira, entende-se que a retenção de sedimentos presta serviços relacionados a suporte (auxiliando no ciclo de nutrientes) e regulação (evitando assoreamento de rios, assim diminuindo a intensidade de cheias).

Cabral (2005) estudou os prejuízos gerados pela produção de sedimentos, ocasionando o assoreamento de barragens. Por outro lado, autores como Barreto e Sobral (2014) consideraram a importância e os benefícios da retenção de sedimentos. Apresentam em seu estudo técnicas de construções (diques de retenção) que simulam parte do processo natural para promover a retenção de sedimentos e auto regeneração do sistema, concluindo que a retenção gera vantagens quanto a conservação do solo, favorece a melhora da qualidade da água e ajuda na recomposição de matas ciliares. Santos e Sparovek (2011), assim como Oliveira *et al.* (2010), seguindo a mesma linha, avaliaram, por meio do uso de traçadores químicos, a eficiência da vegetação ripária na retenção de sedimentos, comprovando a utilidade desta unidade ecossistêmica em interromper o transporte de partículas nas bacias. Os autores citados – exceto Cabral (2005) – realizam a análise do processo erosivo de maneira distinta em relação a linha que normalmente se é trabalhada para erosão. Comumente realizam-se estudos partindo

do ponto de vista da produção de sedimentos, porém, tão importante quanto é a avaliação das características da sua não produção, ou seja, da retenção.

2.3- SEDIMENT DELIVERY RATIO (SDR)

A dinâmica do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é um fenômeno que intercala momentos de erosão, retenção, sedimentação e transporte até que somente uma fração do material erodido em uma bacia hidrográfica atinja o exutório da drenagem e seja contabilizada para a produção de sedimentos (WALLING, 1983) (Figura 2). Este fenômeno mostra-se complexo, pois recebe influência de diversos fatores geomorfológicos e ambientais, como padrão de drenagem, inclinação do terreno, uso e cobertura do solo, características do canal e variabilidade temporal, entre outros.

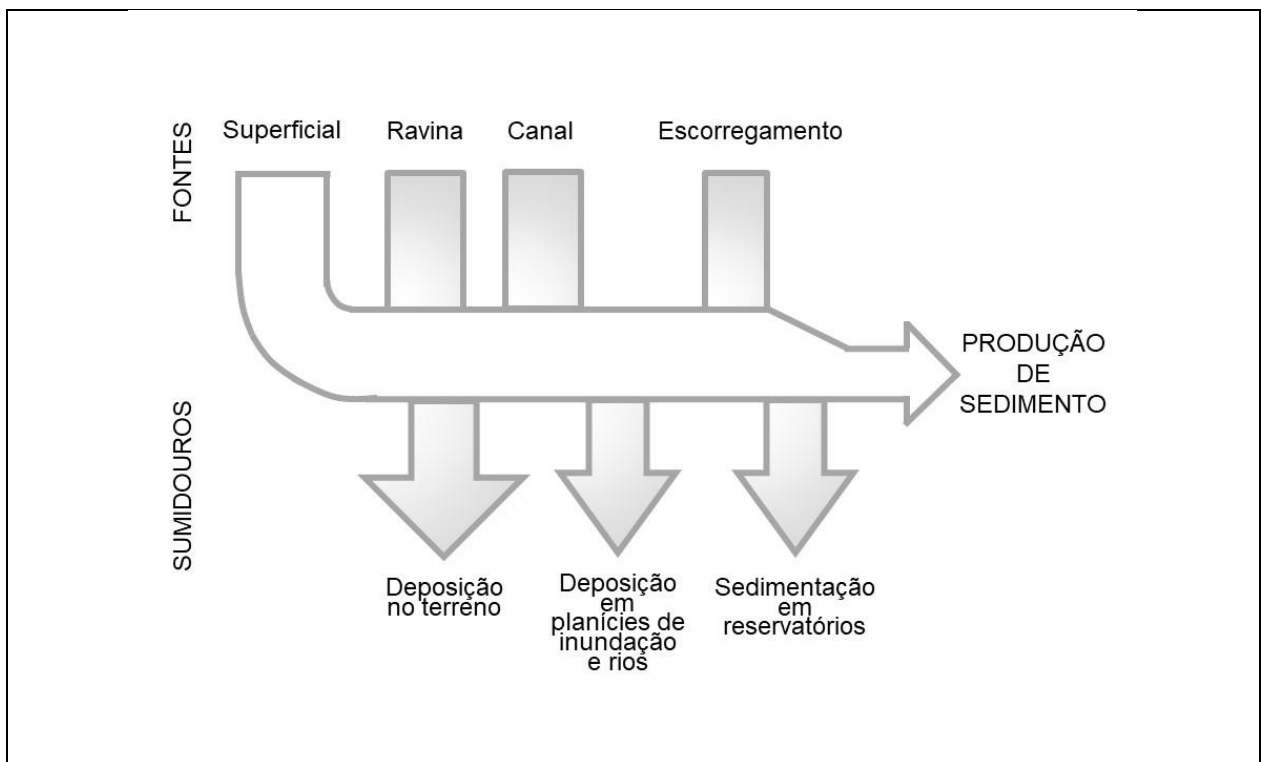


Figura 2 – Movimentação do sedimento em bacia hidrográfica, fontes e depósitos até atingir o exutório.
Fonte: Adaptado de *Capital Natural Project*.

A *Sediment Delivery Ratio* (SDR), ou taxa de transferência de sedimento, é definida como a proporção de sedimento que chega ao exutório da bacia em relação ao total de sedimento erodido na mesma bacia (Equação 1). Usualmente estimada a partir de medição da produção de sedimentos em um determinado ponto na malha de canais

de uma bacia, posteriormente sendo dividida pela estimativa da erosão (derivado de métodos como a USLE ou cálculos utilizando dados de campo) (Kirchner, 2004), a SDR apresenta, de maneira simplificada, o resultado de vários processos envolvidos entre erosão local e produção de sedimento no ponto de controle de uma bacia (Walling, 1983).

$$SDR = Y/E \quad (1)$$

Onde: SDR = Taxa de transferência de sedimentos, Y = Sedimento produzido na bacia (t / ano) e E = Erosão total da bacia (t / ano).

Relações entre a SDR e outros fatores de bacias (e.g. área de drenagem, tamanho de partícula, e declividade) foram generalizadas e estabelecidas por meio de curvas, chamada curvas SDR (OUYANG e BARTHOLIC, 1997), as quais foram regredidas em equações para estimativa da SDR a partir destes fatores. Na Tabela 1 encontram-se alguns exemplos de equações desenvolvidas para estimativa da SDR.

Segundo o Guia Técnico de Campo do Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS – USDA) (1998) a área de drenagem apresenta uma das melhores correlações com a produção de sedimentos, por isso é um dos métodos mais simples e mais utilizados. Corroboram esta afirmação Ouyang e Bartholic (1997), os quais afirmam que a estimativa de SDR por meio do método de área de drenagem é o mais abrangente e utilizado em estudos pretéritos analisados pelos autores. Contudo, relacionar a SDR não somente com o tamanho da bacia hidrográfica, mas também a outros parâmetros geomorfológicos, como um índice de densidade de drenagem, pode apresentar melhoras nas estimativas (Klaghofer, 1992).

O uso de ambientes de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) facilita a aplicação e a determinação de mais fatores na estimativa da SDR. Desta forma, pesquisadores desenvolveram novos métodos para aproximação do valor da SDR. Vigiak *et al.* (2012), com base nos estudos de Borselli *et al.* (2008), propõe uma metodologia de estimativa da SDR correlacionada com o Índice de Conectividade (IC). O IC acaba por melhorar o entendimento dos fatores geomorfológicos na estimativa, pois em sua composição contribuem as características: gradiente de declividade, área da bacia, caminho percorrido pelo percurso de água para cada ponto da bacia.

Tabela 1 - Estimativas da SDR a partir de equações empíricas.

AUTOR	FATOR	EQUAÇÃO
Renfro (1975)	A = área da bacia de drenagem [km ²]	$\log(\text{SDR}) = 1,7935 - 0,14191 \log(A)$
Vanoni (1975)	A = área da bacia de drenagem [mi ²]	$\text{SDR} = 0,42 A^{-0,125}$
USDA SCS (1979)	A = área da bacia de drenagem [mi ²]	$\text{SDR} = 0,51 A^{-0,11}$
Arnold, <i>et al.</i> (1996)	qp = taxa do escoamento de pico [mm/hr] rp = taxa da chuva de pico [mm/hr] R = chuva [mm] Q = escoamento [mm]	$\text{SDR} = \left(\frac{\frac{q_p}{r_p}}{0,782845 + 0,217155 \frac{Q}{R}} \right)^{0,56}$
SCS (1971)	SLP = declividade do canal principal [%]	$\text{SDR} = 0,627 \text{SLP}^{0,403}$
Williams (1977)	DA = área da bacia de drenagem [km ²] ZL = declividade [m/km] CN = nº chave SCS médio para a bacia	$\text{SDR} = 1,366 \cdot 10^{-11} (\text{DA})^{-0,0998} (\text{ZL})^{0,3629} (\text{CN})^{5,444}$
Walling (1983)	Csoil = fração de argila no solo [%] Csed = fração de argila no sedimento [%]	$\text{SDR} [\%] = \frac{C_{\text{soil}}}{C_{\text{sed}}}$
Vigiak <i>et al.</i> (2012)	SDR _{max} = SDR máxima IC = Índice de conectividade IC ₀ = Parâmetro de calibração K = Parâmetro de calibração	$\text{SDR} = \frac{\text{SDR}_{\text{max}}}{1 + \exp\left(\frac{\text{IC}_0 - \text{IC}}{k}\right)}$

Fonte: Adaptado de Ouyang e Bartholic, 1997.

2.3.1- Índice de Conectividade

A conectividade de sedimentos pode ser entendida como a potencialidade que as localidades da bacia hidrográfica têm para promover a ligação física de locais a montante da bacia com locais a jusante da bacia, permitindo desta forma a transferência de sedimentos até o exutório. Embora possa se entender a conectividade de sedimentos da maneira supracitada, Zanandrea *et al.* (2017) demonstra em seu estudo que ainda não existe uma definição sólida na sua conceitualização, apontando a seguinte definição:

Conectividade hidrossedimentológica é a transferência integrada de sedimentos por toda a bacia, de qualquer fonte possível para determinado ponto de controle em um sistema onde o vetor de transporte é única e exclusivamente a água, com ligações ao longo da cascata de sedimentos (ZANANDREA *et al.* (2017).

Não diferente, porém trazendo uma visão local, Borselli *et al.* (2014) definem a conectividade de sedimentos como sendo as chances que uma partícula tem em se transferir para o depósito mais próximo; isso depende da sua distância até o ponto de deposição, características da rota, disponibilidade de água a montante para o transporte e água perdida durante o percurso.

Entendendo que a conectividade é influenciada localmente por contribuições de montante e a chance de transferência para jusante (Figura 3), Borselli *et al.* (2008) realizou estudos na bacia hidrográfica de Bilancino - Itália, buscando desenvolver um Índice de Conectividade (IC). Para o estudo utilizou-se de ambiente SIG, o qual permite cálculos com diversos parâmetros para células dentro de uma bacia a fim de expressar propriedades gerais de cada parcela dentro da bacia.

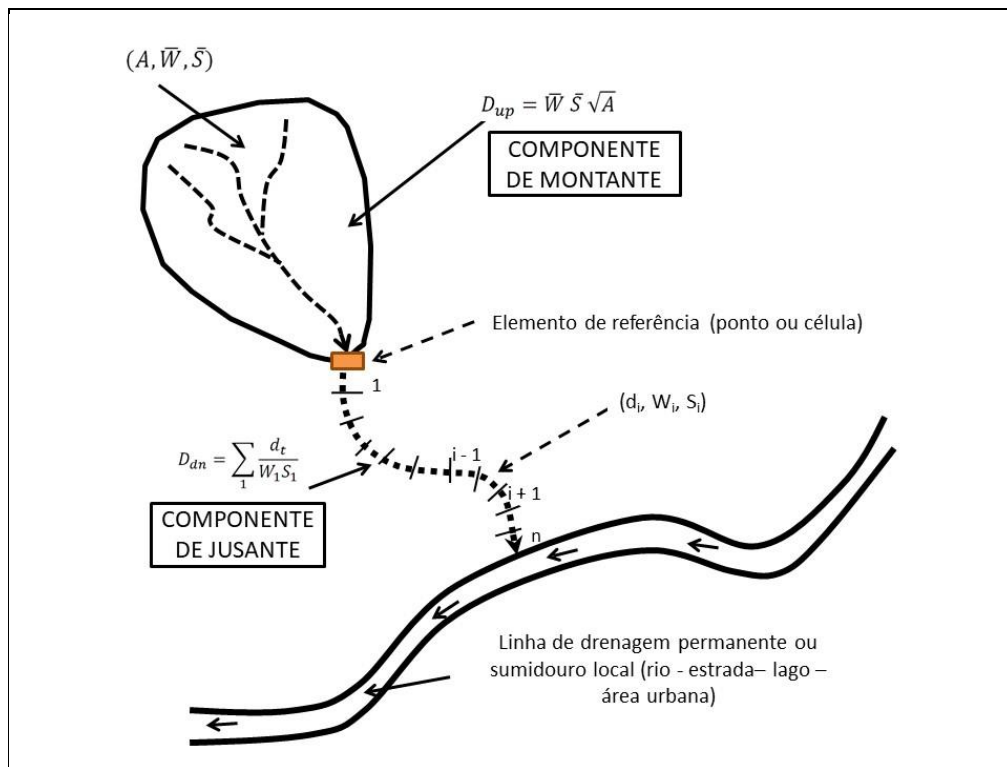


Figura 3 – Concepção do Índice de Conectividade. Fonte: Adaptado de Borselli *et al.* (2014).

O resultado atingido por Borselli *et al.* (2008) para a estimativa do IC é descrito pela Equação 2, onde o subíndice k representa que cada parcela dentro da bacia tem seu próprio valor de IC. Desta forma, o índice, quando distribuído espacialmente, pode representar o potencial de conectividade entre diferentes partes da bacia.

$$IC = \log \left(\frac{D_{up,k}}{D_{dn,k}} \right) = \log \left(\frac{(\overline{W}_k \overline{S}_k \sqrt{A_k})}{\sum_{i=k,n_k} \frac{d_i}{W_i S_i}} \right) \quad (2)$$

Onde: $D_{up,k}$ = componente de montante, $D_{dn,k}$ = componente de jusante, W_k = fator médio de contribuição de montante, S_k = média do gradiente de declividade de montante (m/m), A_k = área de contribuição a montante (m^2), d_i = caminho de água a percorrer a partir da célula analisada (m), W_i = ponderação das condições locais do caminho de água a percorrer da célula analisada, S_i = gradiente de declividade da célula analisada.

Visto que os sedimentos produzidos são somente aqueles que encontram seu trajeto até o exutório da bacia, o entendimento e aplicação da conectividade torna-se importante para as estimativas de produção de sedimento, pois quanto maiores as conectividades na bacia, maiores chances da partícula ser transferida para o vale mais próximo, maior as chances de se atingir o ponto de controle, ou seja, maior será sua SDR (ZANANDREA, 2017). Desta forma percebe-se que os conceitos de taxa de transferência de sedimento e índice de conectividade estão intimamente ligados.

2.4- MODELOS DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

O total de sedimentos transportado ou descarga sólida total de um rio pode ser determinado por diversos métodos diretos, dentre eles: dados medidos nos rios, levantamentos topo-batimétricos de reservatórios e correlação da descarga sólida com a turbidez, entre outros (LOPES, 2010). Além de maneiras diretas, também se desenvolveram métodos de estimativa da produção de sedimentos por meio de metodologias indiretas, como a aplicação de modelagens. Estas, em sua maioria, utilizam-se de algum dado medido em campo para gerar informações que não foram mensuradas. Desta forma as modelagens, auxiliam no entendimento do objeto de estudo assim como podem reduzir o esforço amostral, por identificar pontos e dados mais relevantes para serem medidos.

Lopes (2010) apresenta uma revisão da classificação dos grupos de modelos, destacando-se os modelos de base física, que representam os processos físicos do problema através de equações matemáticas. Esses modelos têm sua utilização restringida em função da dificuldade de representar matematicamente todos os processos. Além disso, geralmente exigem elevada quantidade de dados de entrada para alimentar as complexas equações matemáticas. Ainda podem ser destacados os modelos empíricos, os quais buscam relacionar causas e efeitos através do ajuste de

valores calculados aos dados observados. Tratam-se, normalmente, de modelos de mais simples aplicação em relação aos fisicamente embasados (SOUZA *et al.*, 2006).

A *Universal Soil Loss Equation* (USLE) ou no português Equação Universal de Perda de Solo (Equação 3) é um modelo empírico de erosão desenvolvido para computar no longo período a média de perdas do solo por erosão laminar e por sulcos (USDA, 1978). Desenvolvida pelo governo norte americano na década de 1970, tem seu uso consolidado e é amplamente utilizada também na estimativa da produção de sedimentos.

Modelos de predição mais atuais utilizam, como equação base, a USLE, ou sua equação revisada (*Revised Universal Soil Loss Equation* - RUSLE), a qual tem como sua mais importante contribuição a informatização da USLE, ou seja, adaptação as novas tecnologias (MCCOOL *et al.*, 1995).

$$A = R.K.LS.C.P \quad (3)$$

Onde: A = Perda de solo estimada (ton/ha.ano), R = Erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano), K = Erodibilidade do solo (ton.ha.h/ha.MJ.mm), LS = Fator de inclinação do terreno, C = Fator de cultivo e manejo e P = Fator de práticas conservacionistas.

O modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Sediment Delivery Ratio* (InVEST SDR) relaciona o uso da RUSLE, para estimativa da erosão, com a taxa de transferência de sedimento (*Sediment Delivery Ratio* – SDR). Esta relação serve para não somente estimar a produção de sedimento em uma bacia, mas também para servir a dois propósitos: contribuir com uma estimativa quantitativa do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos em áreas específicas e para assistir na identificação de áreas de elevada transferência de sedimento, onde a mudança no uso do solo teria maior impacto (HAMEL *et al.*, 2015).

Nas palavras dos desenvolvedores do modelo, o InVEST possibilita aos tomadores de decisões avaliar perdas e ganhos associados com escolhas alternativas de gestão e a identificar áreas onde o investimento em capital natural pode somar no desenvolvimento humano e conservação natural (*Natural Capital Project*).

O modelo foi desenvolvido pela '*Natural Capital Project*', iniciativa que trabalha para integrar o valor dos benefícios que a natureza fornece a sociedade em todos os

aspectos. Ainda apresentam como principal objetivo melhorar o bem-estar de todas as pessoas, assim como o da natureza. A iniciativa que é uma parceria de três (03) grandes instituições de ensino e pesquisa do mundo, conjuntamente com duas (02) das maiores organizações não governamentais do mundo, se compromete em desenvolver ciência de qualidade e ferramentas que ajudem na valoração ambiental.

Além dos cinco principais parceiros – Universidade de Stanford, Academia Chinesa de Ciências, Universidade de Minesota, ‘*The Nature Conservancy*’ e O Fundo Mundial para Natureza (WWF) – a rede de colaboradores conta com pesquisadores espalhados por 60 países, em seis (06) dos sete (07) continentes do globo terrestre.

2.5- RIO DOS CEDROS E RIO CUNHA

O município do Rio dos Cedros, localizado no Vale do Itajaí no estado de Santa Catarina a 170 km da sua capital Florianópolis, é uma cidade colonizada a partir de 1875 inicialmente por imigrantes italianos da região de Trento na Itália, seguidos por imigrantes alemães, poloneses e russos. Colonizada principalmente por seu potencial fértil para agricultura, como pode ser visto no trecho referente a primeira exploração do Rio dos Cedros: “Aquele grupo descobriu, entretanto, que a região vista do alto de um morro era muito extensa e fértil” (IBGE).

Atualmente os estabelecimentos agropecuários representam, aproximadamente, 73% da área do município (IBGE, 2017), demonstrando a forte influência que este setor tem sobre as atividades econômicas do mesmo. Destacam-se, nas 34 comunidades rurais distribuídas pela topografia irregular do município, a produção de arroz e banana (PELLIN, 2004). Bortolotto (2011) ainda ressalta plantações de milho, soja, palmito, mandioca, cana-de-açúcar, hortaliças e frutas, além da criação de gado, ovinos, suínos e aves.

A região também é conhecida por seus lagos resultantes de barramentos, barragem do Rio Bonito e barragem do Rio Pinhal, construídos, respectivamente, para aproveitamento hidroelétrico pela pequena central hidrelétrica Rio dos Cedros (potência 7,28 MW) e usina Palmeiras (potência 24,60 MW). O município de Rio dos Cedros foi escolhido para sediar essas barragens e usinas devido à grande quantidade de água existente no município (Fonte: Prefeitura de Rio do Cedro). Visto esta disponibilidade de

água e variação de altitudes (75m a 1050m) a região ainda apresenta elevado potencial para implantação de PCHs para aproveitamentos hidroelétricos (Figura 4).

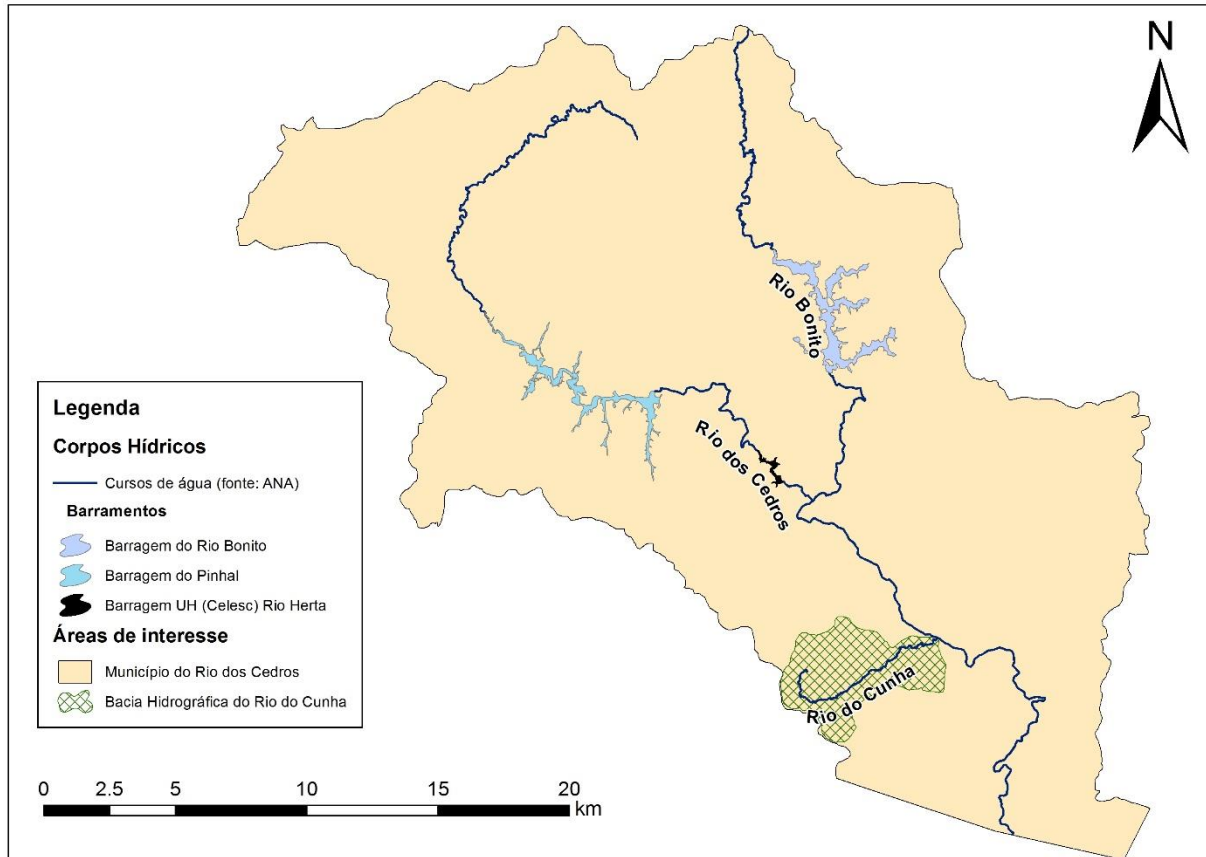


Figura 4 - Localização de áreas alagadas por barragens para a produção hidrelétrica no município de Rio dos Cedros - SC.

A construção das barragens - Pinhal e Rio Bonito - promoveu a nucleação urbana no entorno dos lagos formados pelas mesmas (PELLIN, 2004). A urbanização da área somada a geração da beleza dos espelhos d'água, estimula o turismo na região dos lagos, tornando os barramentos os dois principais pontos turísticos do município. Ainda, por ser uma região declivosa, é comum ocorrência de corredeiras no município, atraindo pessoas interessadas na prática de caiaque. Somando-se a estes atrativos, a própria biodiversidade da região mostra-se como um atrativo nato. O assoreamento dos corpos hídricos e barramentos, assim como a perda de solo nas regiões de matas, pode promover grandes prejuízos no turismo da região.

Percebe-se, desta forma, que as atividades da região são afetadas pela dinâmica de sedimentos de maneiras diferentes. O acúmulo de sedimentos em áreas específicas

pode trazer, tanto benefícios (cultivos e plantações), quanto malefícios (assoreamento de barragens). Entender o funcionamento, dinâmica e espacialização desta componente ambiental auxilia no desenvolvimento de informações relevantes para o planejamento sustentável do município.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1- ÁREA DE ESTUDO

Como local de estudo utilizou-se a bacia hidrográfica do rio Cunha (BRC). A bacia localiza-se no noroeste do estado de Santa Catarina, na região do Vale do Itajaí e inserida no município do Rio dos Cedros (Figura 5). O local de estudo apresenta, aproximadamente, 16,30 km² de área de drenagem, coberta em grande parte por mata nativa - cerca de 70% da área total (Michel, 2013) e tendo como sua principal ocupação antropogênica do território efetivada por domicílios rurais. Deste modo, percebe-se que dentro da área da bacia não se encontram grandes áreas impermeabilizadas. Além disso, a BRC caracteriza-se como bacia de cabeceira, apresentando alta variação de declividades (potencial hidroelétrico).

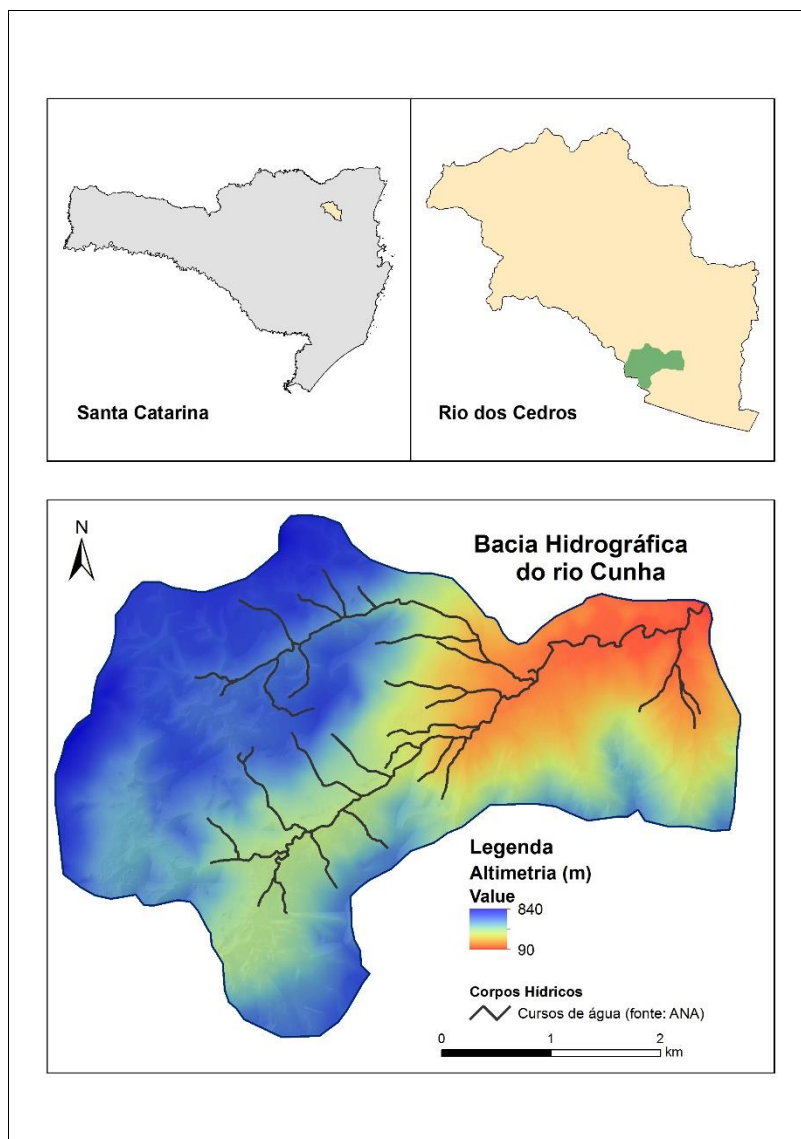


Figura 5 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Cunha.

Como forma de gerar dados e desenvolver estudos sobre a dinâmica ecológica da região, o Laboratório de Hidrologia (LabHidro) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), instalou diversos equipamentos de medições no ponto de deságue desta bacia. Por cerca de 1 ano o grupo realizou o monitoramento ambiental constante neste local. Entre os dados gerados, estão dados de vazão d'água, delimitação de escorregamentos e a produção de sedimentos da bacia.

Fazendo proveito dos dados gerados pelo LabHidro, diversos autores já realizaram e estão realizando trabalhos na bacia. Goerl *et al.* (2009) analisaram o fluxo de detritos decorrentes de inundações em 2008; Michel *et al.* (2014) identificaram, por meio do

modelo SHALSTAB, a precipitação crítica para início de movimentos de massas; Bortolotto (2011) realizou estudo do escoamento superficial e da produção de sedimento utilizando o modelo SWAT. A geração contínua de dados e trabalhos para a BRC a apontam como uma bacia piloto que poderá servir como modelo para o desenvolvimento de estudos na região, não só para o Rio dos Cedros, mas para o Vale do Itajaí (BORTOLOTTI, 2011).

Segundo IBGE (2003), os tipos de solo encontrados na bacia, são pertencentes as ordens CAMBISSOLOS - álicos (Ca38, Ca39, Ca96) e distróficos (Cd2, Cd5 e Cd9) - e ARGISSOLOS – álicos (PVL4 e PVL5), apresentando predominância de CAMBISSOLOS, associados principalmente ao relevo montanhoso, destacando-se os CAMBISSOLOS distróficos - 62% da área total - (Michel, 2013) (Figura 6).

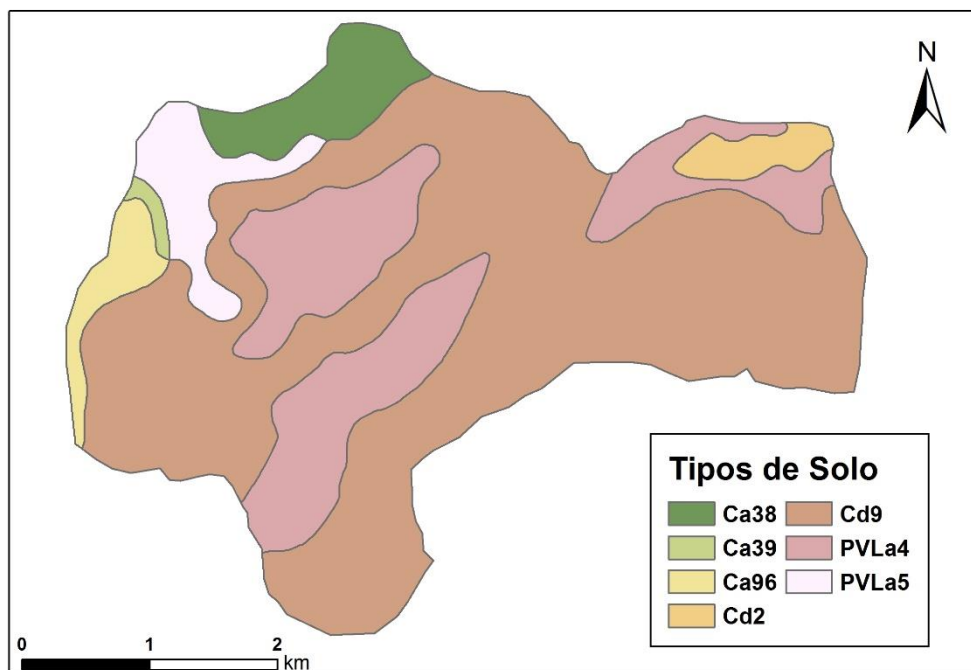


Figura 6 – Tipos de solo encontrados na bacia hidrográfica do rio Cunha.

A ordem dos CAMBISSOLOS abrange solos minerais com características bastante variáveis, mas que sempre apresentam textura média ou mais fina e ausência de grande desenvolvimento pedogenético. São solos com pequena profundidade, elevado teor de minerais primários (minerais herdados da rocha), presença significativa de fragmentos de rocha na massa do solo e outros indícios do intemperismo incipiente do solo. Em

alguns casos, a presença de maiores quantidades de minerais primários nos CAMBISSOLOS contribui para uma maior reserva nutricional para as plantas, especialmente importante em cultivos florestais e perenes (IAC, 2014). Estes solos são identificados em diversos ambientes, estando normalmente associados a áreas de relevos muito movimentados (ondulados a montanhosos), podendo, no entanto, ocorrer em áreas planas. Possuem potencial para o uso agrícola, contudo, apresentam fortes limitações relacionadas à mecanização e à alta suscetibilidade aos processos erosivos.

Os ARGISSOLOS são solos minerais com nítida diferenciação entre as camadas ou horizontes, reconhecidos em campo especialmente pelo aumento, por vezes abrupto, nos teores de argila em profundidade (IAC, 2014). A profundidade dos solos é variável, mas em geral são profundos e muito profundos (SILVA e OLIVEIRA NETO, 2011). Na bacia do rio Cunha, aparecem ocorrências de ARGISSOLOS vermelho-amarelos, os quais apresentam textura argilosa (IBGE, 2005) e correspondem a 25% da área total. Assim como os CAMBISSOLOS apresentam elevada susceptibilidade à erosão, estes devido a sua natureza pouco coesa em superfície e menor permeabilidade nos horizontes superficiais.

Kobiyama *et al.* (2010) realizaram, por meio da análise de séries históricas de 1942 a 2008, a caracterização da pluviosidade na região, estimando o valor de chuva média anual como sendo igual a 1651 mm/ano. Destacam-se os valores de pluviosidade máxima no ano de 1983 atingindo a marca de 2863 mm/ano, assim como a segunda maior pluviosidade registrada em 2008, com valor de 2509 mm/ano - relacionada a eventos de escorregamentos que atingiram o Rio dos Cedros no mesmo ano. O estudo da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural – SC de 1999, classifica o clima da região, segundo classificação de Köppen, como sendo Cfa, ou seja, subtropical constantemente úmido. Ainda, destacam-se as temperaturas médias encontradas, as quais variam de 17,0 °C a 19,1 °C, e sua vegetação predominante característica de Florestas Ombrófilas Densa (Mata Atlântica).

3.2- MODELO INVEST SDR

O modelo integrado de valoração dos serviços ecossistêmicos e suas perdas e ganhos para taxa de transferência de sedimentos (InVEST SDR 3.5.0) é baseado em

Sistemas de Informações Geográficas (SIG), aceitando dados de entrada ‘raster’ para o clima, solo, topografia e uso e cobertura do solo (HAMEL, 2015). O modelo realiza a estimativa da perda de solo, da quantidade de retenção de sedimentos e a taxa de transferência de sedimento para cada pixel contido nos dados matriciais (Raster).

Para tal, seguindo a metodologia proposta pelos desenvolvedores, o modelo primeiro computa a quantidade de sedimento erodido, baseando-se na equação da RUSLE, e então, posteriormente calcula a proporção de perda de solo que atinge o exutório da bacia a partir da estimativa de um valor de SDR (*NATURAL CAPITAL PROJECT*, 2017).

3.2.1- Perda de Solo

A quantidade anual de perda de solo para cada pixel (pixel i) é dada pela equação da RUSLE (Equação 4).

$$USLE_i = R_i K_i LS_i C_i P_i \quad (4)$$

Onde: $USLE_i$ = perda de solo para o pixel i (ton/ha.ano); R_i = erosividade da chuva para o pixel i (MJ.mm/ha.hr); K_i = erodibilidade do solo para o pixel i (ton.ha.hr/MJ.ha.mm); LS_i = fator de comprimento e declividade para o pixel i; C_i = fator de cobertura do solo para o pixel i; P_i = fator de práticas conservacionistas para o pixel i.

Neste trabalho, utilizaram-se valores encontrados na literatura para a estimativa dos fatores R_i , K_i e C_i .

3.2.1.1- Fator R

O fator R representa o potencial erosivo das chuvas, correlacionando a energia cinética contida nas gotas de chuva com a capacidade de gerar erosão. Diversos índices foram sugeridos para estabelecer este fator, sendo o mais conhecido e utilizado o índice IE30.

Para o estado de Santa Catarina Back e Poletto (2018) avaliaram os dados pluviométricos disponíveis nos bancos de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) buscando identificar a distribuição dos índices IE30 no estado. Back e Poletto (2018) utilizaram os dados de cada estação

pluviométrica relacionados com equações de estimativa do IE30 – todas pelo método das precipitações médias mensais - propostas por diversos autores para as regiões onde cada estação se localiza. As equações e estações utilizadas por Back e Poletto (2018) encontram-se na Tabela 2 e os resultados alcançados na Figura 7.

Tabela 2 - Dados utilizados por BACK e POLETO (2018) para a estimativa do fator de erosividade para o estado de Santa Catarina.

Estação	Período (anos)	Equação	R²
S. M. do Oeste	1992-2008	$EI30 = 83,07.Rc^{0,8640}$	0,9039
Chapecó	1976-2014	$EI30 = 44,31.Rc + 109,6$	0,7440
Ponte Serrada	1986-2000	$EI30 = 68,56.Rc^{0,8706}$	0,8424
Campos Novos	1984-2014	$EI30 = 39,20.Rc + 101,3$	0,7594
Videira	1985-2015	$EI30 = 48,64.Rc^{0,9608}$	0,7702
Caçador	1984-2014	$EI30 = 23,80.Rc + 234,6$	0,8652
Porto União	1973-1992	$EI30 = 59,31.Rc^{0,8883}$	0,4682
Lages	1969-2014	$EI30 = 35,4.Rc + 49,1$	0,5137
Urussunga	1980-2012	$EI30 = 45,1.Rc - 127,0$	0,9080
Florianópolis	1986-2012	$EI30 = 30,41.Rc^{1,162}$	0,8927
Indaial	1970-1983	$EI30 = 40,86.Rc + 68,74$	0,7090

Legenda: Rc: coeficiente de chuva.

Fonte: Adaptado de BACK e POLETO (2018).

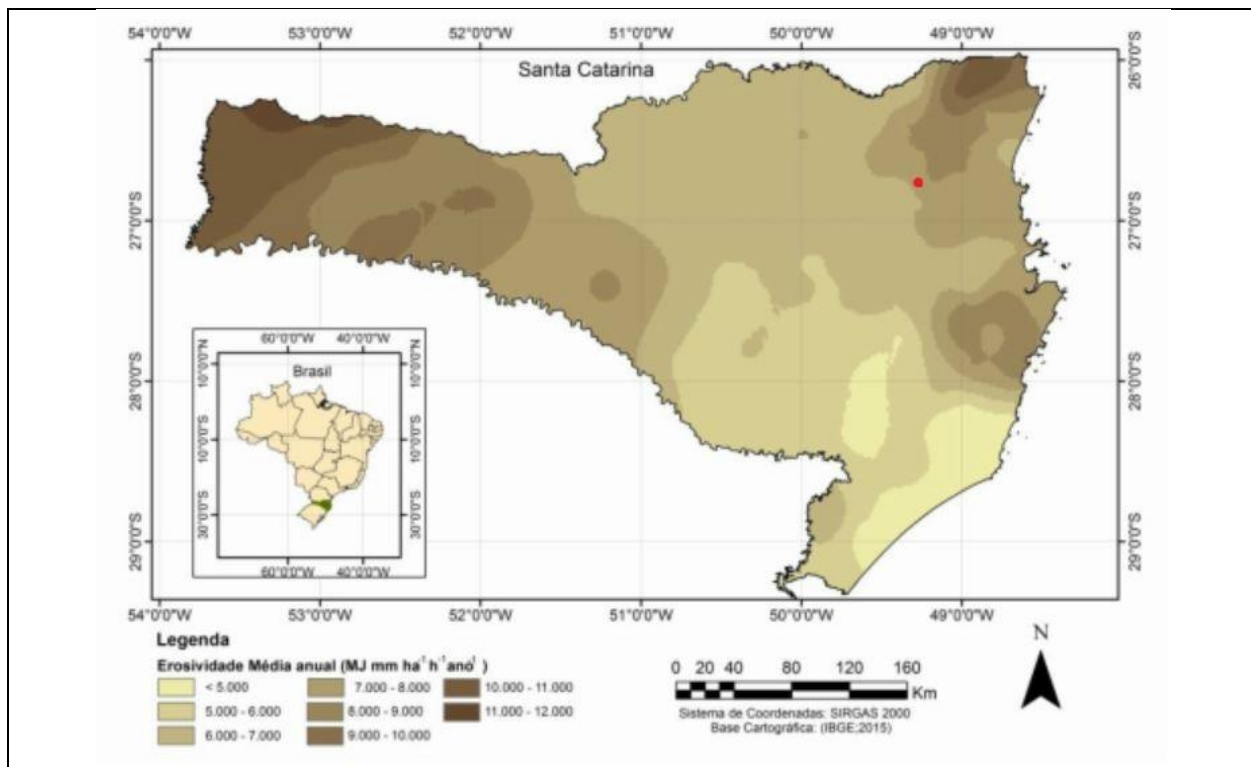


Figura 7 – Distribuição espacial da erosividade média anual para o estado de Santa Catarina. Ponto vermelho representa a localização aproximada da bacia hidrográfica do rio Cunha. Fonte: Adaptado de BACK e POLETO (2018).

Visto a bacia do rio Cunha estar inserida na região que apresenta o fator de erosividade com valores variando entre 7000 a 8000 MJ.mm/ha.hr, optou-se por adotar o valor médio como representativo da erosividade, assim adotou-se o valor de 7500 MJ.mm/ha.hr.

3.2.1.2- Fator K

Os fatores de erodibilidade do solo, os quais representam - para cada tipo e estrutura de solo - a predisposição das camadas superiores do solo a sofrerem desagregação e, por conseguinte, erosão, foram estimados por meio da equação proposta por Renard *et al.* (1997) (Equação 5).

$$K = \frac{2,1 \cdot 10^{-4} \cdot (12 - a) \cdot M^{1,14} + 3,25 \cdot (b - 2) + 2,5 \cdot (c - 3)}{759} \quad (5)$$

Onde K = Fator de Erodibilidade (ton.ha.hr/ha.MJ.mm); M = (silte [%] + areia muito fina [%]) / (100-argila [%]); a = Teor de matéria orgânica; b = Coeficiente de estrutura do solo e c = Coeficiente de permeabilidade do solo.

Os parâmetros de entrada para Equação 5 foram retirados de estudos na literatura. Bortolloto (2011) realizou a coleta e ensaios da granulometria dos tipos solos encontrados na bacia hidrográfica do rio Cunha, tendo como resultados os parâmetros encontrados na Tabela 3. A Tabela 3 também apresenta a estimativa do fator de erodibilidade realizada utilizando os dados de Bortolloto (2011).

Tabela 3 – Parâmetros adotados para o cálculo do fator de erodibilidade dos solos K.

Solos	*Areia muito fina + Silte [%]	*Argila [%]	*M	*a [%]	*b	*c	K [ton.ha.hr/ha.MJ.mm]
Ca38	62,82	8,82	0,6890	13,1	2	5	0,0066
Ca39	75,15	11,37	0,8479	7,9	2	4	0,0033
Ca96	44,52	4,37	0,4655	13,7	1	6	0,0056
Cd2	53,53	7,95	0,5815	4,5	2	5	0,0066
Cd9	48,61	0,11	0,4866	6,0	1	5	0,0023
PVLa4	56,65	7,37	0,6116	2,4	1	5	0,0023
PVLa5	71,72	5,21	0,7566	5,4	1	4	0,0010

Legenda: a: Teor de matéria Orgânica do solo; b: Coeficiente de estrutura do solo; c: Coeficiente de permeabilidade do solo; M Parâmetro do tamanho das partículas do solo; K: Fator de erodibilidade do solo; *: dados gerados por Bortolloto (2011). Fonte: Adaptado de Bortolloto (2011).

3.2.1.3- Fator LS

A estimativa do fator LS_i , realizada para cada célula, utiliza as informações de elevação contidas no modelo matemático do terreno (MDE – modelo digital de elevação) aplicando-as na equação proposta por Desmet e Grovers (1996) para superfícies bidimensionais (Equação 6).

$$LS_i = S_i \cdot \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22,13)^m} \quad (6)$$

Onde: S_i = declividade da célula calculada a partir da inclinação em radianos θ , sendo que para $\theta < 9\%$, $S = 10,8 \cdot \text{sen}(\theta) + 0,03$ e para $\theta \geq 9\%$, $S = 16,8 \cdot \text{sen}(\theta) - 0,50$;

A_{i-in} = área de contribuição a cima da célula (m^2); $x_i^m = |\text{sen}(\alpha_i)| + |\text{cos}(\alpha_i)|$ sendo α_i o aspecto da direção para a célula i ; m = fator do expoente de comprimento da RUSLE.

Para evitar superestimar o fator LS em terrenos heterogêneos, declividades com longos comprimentos são limitados ao valor de 333 metros (Renard *et al.*, 1997).

O valor de 'm', expoente de comprimento do fator LS, é baseado na formulação clássica da USLE, como apresentado por Oliveira *et al.* (2013), sendo que 'm' varia em função dos valores de declividade, seguindo os valores apresentados na Tabela 4 seguir.

Tabela 4 – Valores do expoente de comprimento do fator LS. Fonte: Adaptado de Oliveira *et al* (2013).

Declividade	m
declividade $\leq 1\%$	0.2
$1\% < \text{declividade} \leq 3,5\%$	0.3
$3,5\% < \text{declividade} \leq 5\%$	0.4
$5\% < \text{declividade} \leq 9\%$	0.5
declividade $> 9\%$	$\beta/(1+\beta)$

Legenda: $\beta = (\text{sen}(\theta)/0,0986) / (3\text{sen}(\theta)^{0,8} + 0,56)$.

3.2.1.4- Fator C

A estimativa do fator C utilizou-se de mapas de uso e ocupação do solo, relacionando cada um dos tipos de classe de ocupação com um fator C encontrado na literatura. O mapa de uso e ocupação do solo utilizado foi gerado por Reginatto *et al.* (2011) (Figura 8) para representar as classes de uso no interior da bacia (agricultura, água, florestas, pastagem, solo exposto e área urbana). Entretanto, visto que o mapa somente apresentava a cobertura sobre a área relativa a bacia do rio Cunha, realizou-se uma classificação de uma outra imagem, buscando aumentar a área de abrangência do mapa de uso e ocupação do solo. Este processo fez-se necessário para eliminar os efeitos de borda nas rotinas do *software*. Como imagem auxiliar utilizou-se *raster* do levantamento topográfico do estado de Santa Catarina disponibilizada através do SIG-SC (imagens geradas no levantamento fotogramétrico do estado de Santa Catarina em 2010). Esta imagem apresenta resolução espacial de 0,36 m e três bandas espectrométricas. Para a classificação, empregou-se a ferramenta de classificação assistida do ArcGIS 10.3. Estipularam-se seis (06) tipos de classe de ocupação.

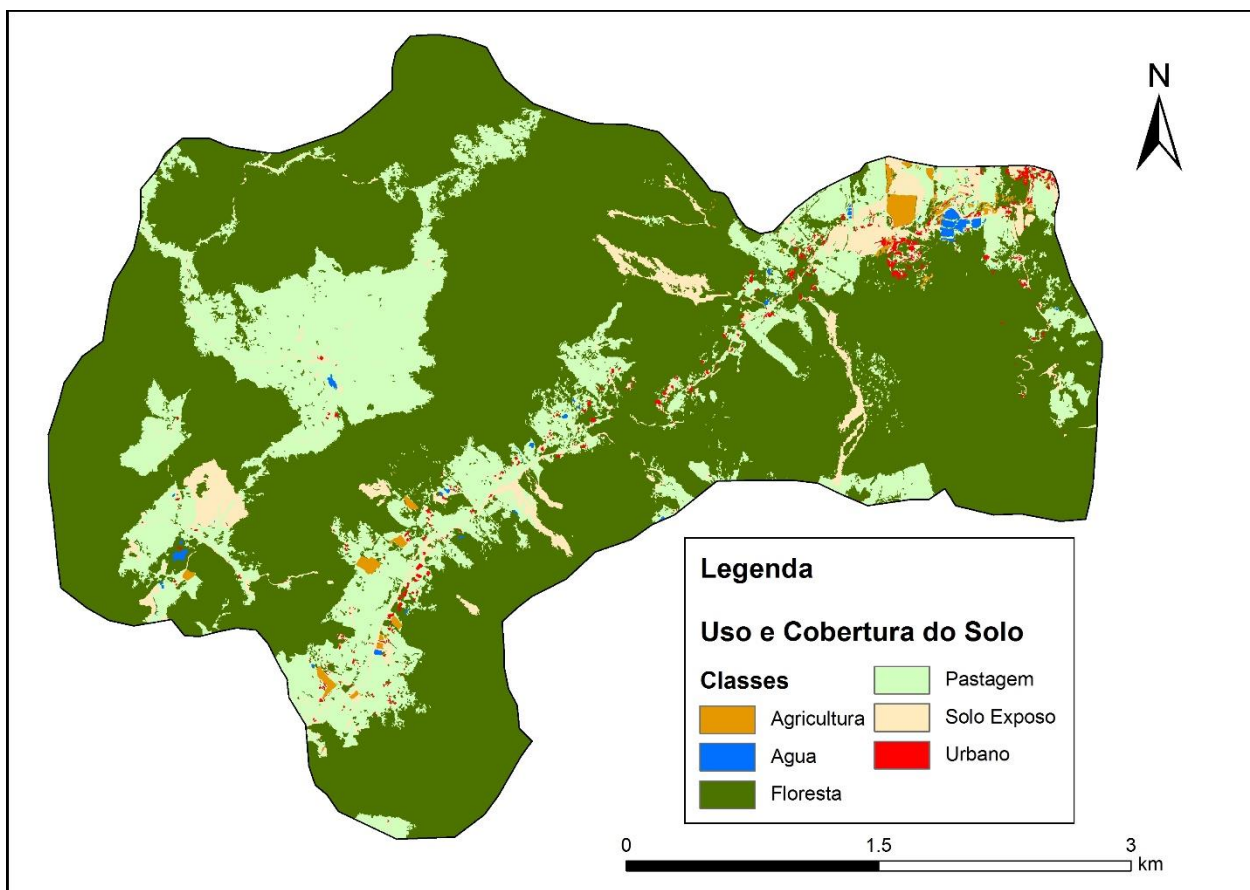


Figura 8 – Uso e cobertura do solo da bacia do rio Cunha. Fonte: Adaptado de Reginatto *et al.* 2012). Resolução espacial 30x30m. Datum: SIRGAS UTM 22S.

Para os valores do fator C de cada classe adotou-se os valores encontrados no estudo de valoração socioeconômica e ecológica dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Paraíba do Sul – porção paulista/SP, apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Fatores C utilizados para as coberturas do solo da bacia hidrográfica do rio Cunha.

Uso do solo	Fator C	Taxa de ocupação na bacia
Agricultura	0,3000	0.60%
Água	0,0000	0.24%
Floresta	0,0001	73.92%
Pastagem	0,0520	20.57%
Solo exposto	0,9000	4.14%
Área arbana	0,1000	0.53%

Fonte: Adaptado de GAEA (2017).

3.2.1.5- Fator P

O fator P é relativo a práticas conservacionistas no manejo do solo, sendo responsável por diminuir a erosão de sedimentos quando aplicado. Não foram encontrados estudos que demonstrem práticas conservacionistas na área de estudo, assim sendo adotou-se o valor 1 para este fator, ou seja, o valor de pior cenário, onde não existem práticas conservacionistas que reduzem a erosão do solo superficial.

3.2.2- SDR

O cálculo da SDR_i , para cada pixel, realiza-se por meio da aplicação da equação proposta por Vigiak *et al.* (2012) (Equação 7), a qual relaciona a conectividade hidrossedimentológica com a taxa de transferência de sedimento.

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k_b}\right)} \quad (7)$$

Onde: SDR_i = taxa de transferência de sedimento da célula; SDR_{max} = taxa de transferência de sedimento teórica máxima; IC_i = índice de conectividade da célula; IC_0 = parâmetro de calibração (valor padrão = 0,5); k_b = parâmetro de calibração (valor padrão = 2,0).

Os parâmetros de calibração k_b e IC_0 influenciam na forma da relação entre a SDR e o índice de conectividade. Os efeitos destes parâmetros são ilustrados na Figura 9.

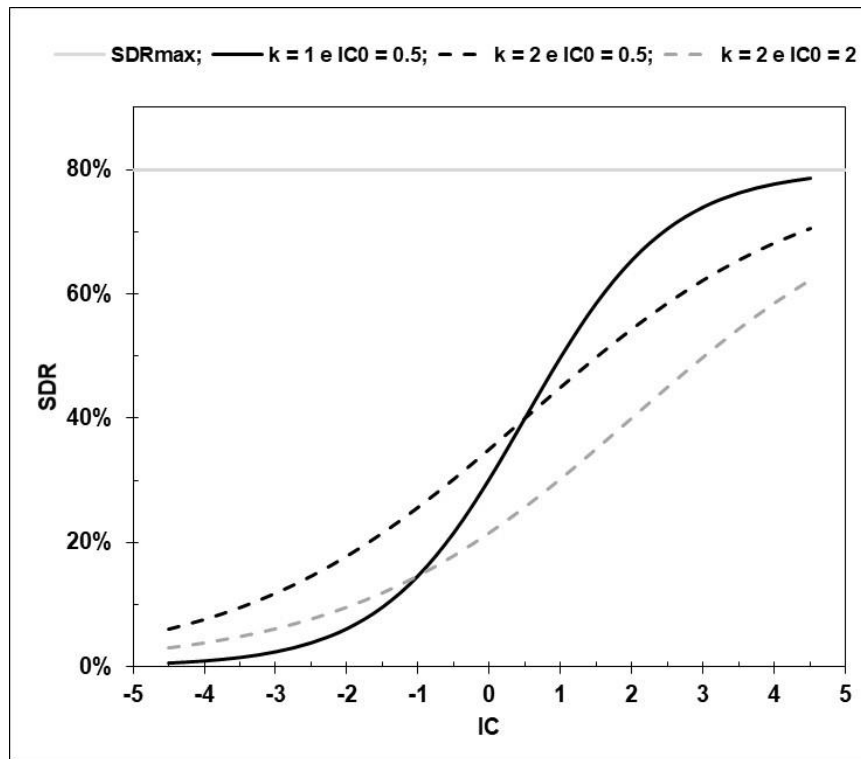


Figura 9 – Relação entre o índice de conectividade e a taxa de transferência de sedimento. O máximo valor de SDR foi estipulado para $SDR_{max} = 0,8$. O efeito da calibração é ilustrado avaliando as situações nas quais o parâmetro $k_b = 1$ e $k = 2$ (linha preta sólida e tracejada, respectivamente), e quando o parâmetro $IC_0 = 0,5$ e $IC_0 = 2$ (linha tracejada preta e cinza, respectivamente). Fonte: Adaptado de Hamel (2015).

A estimativa para o índice de conectividade segue a metodologia proposta por Borselli *et al.* (2008) (Equação 8, Equação 9 e Equação 10).

$$IC_i = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (8)$$

Onde: IC_i = Índice de conectividade para a célula i ; D_{up} = componente de montante; D_{dn} = componente de jusante.

As componentes D_{up} e D_{dn} são responsáveis por quantificar a potencialidade de conectividade do pixel tanto com sua área a montante (Equação 9), quanto com o caminho percorrido por uma gota de chuva do pixel até o rio (Equação 10).

$$D_{up} = \bar{C}\bar{S}\sqrt{A} \quad (9)$$

Onde: \bar{C} = média do fator da área de contribuição a montante; \bar{S} = gradiente de declividade médio da área de contribuição a montante (m/m); A = área de contribuição a montante;

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i} \quad (10)$$

Onde: d_i = comprimento do caminho de escoamento percorrido da célula até o corpo d'água de acordo com a direção de maior declividade (m); C_i = fator da área de contribuição a montante da célula; S_i = declividade da célula.

Após a estimativa dos índices de conectividade para cada pixel, faz-se possível o cálculo do SDR_i , ou seja, a taxa de transferência de sedimento de cada célula da bacia. Multiplicando-se o SDR_i com o valor de erosão calculado pela $USLE_i$ para cada célula, estima-se a produção de sedimento individual de cada pixel, assim a produção total de sedimento para a bacia dá-se pelo somatório da produção estimada de cada pixel contribuinte (Equação 11 e Equação 12).

$$E_i = USLE_i \cdot SDR_i \quad (11)$$

Onde: E_i = produção de sedimento para o pixel i (ton / ha.ano).

$$E = \sum_i E_i \quad (12)$$

Onde: E = produção total de sedimento para a bacia (ton/ha.ano).

A estimativa de retenção de sedimentos realizada considera a diferença entre a produção de sedimentos da bacia na situação hipotética na qual as práticas de conservação e a cobertura do solo (fatores P e C , respectivamente) apresentam, juntos, o seu pior caso, ou seja, $C_i \cdot P_i = 1$, e na situação real (considerando os valores para os fatores C e P inseridos no modelo). Assim o modelo gera, para cada célula, um índice de retenção (Equação 13) para depois calcular a retenção de sedimento do pixel com base na resolução espacial do mesmo.

$$IR_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot (1 - C_i \cdot P_i) \cdot SDR_i \quad (13)$$

Onde: IR_i = Índice de retenção de sedimentos para célula i (ton/ha.ano).

Mais informações sobre o modelo podem ser vistas no **ANEXO A**.

3.3- VERIFICAÇÃO DO FUNCIONAMENTO

A produção de sedimentos anual da bacia, é o principal dado de saída do modelo que pode ser comparado com dados medidos. Desta forma, assim como recomendado pelos desenvolvedores, o parâmetro de calibração foi ajustado para que se atingisse o valor real de produção de sedimentos da bacia. Não se ajustou o fator IC_0 – mantendo-se o valor padrão - pois este é independente do terreno, então a calibração foi baseada somente no fator k (Hamel *et al.*, 2015).

O valor utilizado para produção anual de sedimentos na bacia baseou-se nos estudos de Guirro *et al.* (2018), os quais realizaram o cálculo da produção anual de sedimentos no exutório da bacia do rio Cunha. Para tal, utilizaram dados sub-horários de sedimentos medidos no exutório durante o período de 10/07/2012 a 09/07/2013, resultando em uma produção igual a 1.826 toneladas de sedimentos por ano.

3.3.1- Análise de sensibilidade do modelo

Buscando entender a influência dos parâmetros de calibração – parâmetro k_b e parâmetro IC_0 – sobre o resultado de produção de sedimentos na bacia, realizaram-se rotinas variando o valor de cada um dos dois comparando com o resultado gerado pelo *software* quando inseridos os valores padrões ($k = 2$; $IC_0 = 0,5$).

Visando a avaliação do parâmetro k_b , realizaram-se seis (06) rotinas alterando o seu valor padrão em 25%, 50% e 75% tanto para mais quanto para menos, mantendo os demais valores do modelo estáticos. Realizou-se o mesmo procedimento para o parâmetro IC_0 , com a realização de outras seis novas rotinas. Para cada uma das 12 rotinas avaliou-se o quanto as variações percentuais de cada parâmetro alteraram o resultado da produção de sedimentos na bacia.

Para analisar a influência da área de contribuição mínima para se considerar uma célula como componente da rede de drenagem, o procedimento de avaliação dos

parâmetros de calibração foi realizado duas (02) vezes, uma para o parâmetro ‘*threshold flow accumulation*’ (número de células mínimas a montante de um pixel para considerá-lo como sendo parte da rede de drenagem; tfac) com valor de 500 células de acumulação (500 m²) e outra para o valor de tfac igual 50.000 células de acumulação (50 hectares).

Um resumo dos dados de entrada, assim como das variações aplicadas podem ser vistos na Tabela 6.

Tabela 6 – Resumo dos dados de entrada que o estudo utilizou no modelo InVEST SDR.

Dado de entrada	Tipo	Valor	Fonte
Camada de erosividade*	Raster: Resolução (1x1 m); Datum: SIRGAS UTM 22S	7.500 MJ.mm/ha.hr	Back (2018)
Camada de erodibilidade*	Raster: Resolução (30x30 m) Datum: SIRGAS UTM 22S	[0,0010 até 0,0066] ton.ha.hr / (ha.MJ.mm)	Bortolloto (2011)
Modelo Digital de Elevação*	Raster: Resolução (1x1 m); Datum: SIRGAS UTM 22S	[80 até 860] metros	Michel (2013)
Fator C da USLE*	Raster Resolução (30x30 m); Datum: SIRGAS UTM 22S	Seis classes	Reginatto <i>et al.</i> (2012)
Fator P da USLE	Raster (1 m) Datum: SIRGAS UTM 22S	1	-
Tabela biofísica	Tabular	Agricultura: 0,3	GAEA (2017)
		Água: 0	GAEA (2017)
		Floresta: 0,0001	GAEA (2017)
		Pastagem: 0,052	GAEA (2017)
		Solo exposto: 0,9	GAEA (2017)
Urbano: 0,1	GAEA (2017)		
Fator P da USLE	Decimal	1	-
Threshold accumulation (tfac)	flow Inteiro	[500; 50.000]	-
k de Borselli	Decimal	2 ± [75%;50%;25%]	Vigiak <i>et al.</i> (2012)
IC ₀	Decimal	0,5 ± [75%;50%;25%]	Vigiak <i>et al.</i> (2012)
SDR _{max}	Decimal	0,8	Vigiak <i>et al.</i> (2012)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo apresenta arquivos de imagens tif (Raster) e um arquivo no formato 'shapefile' como resultados para cada simulação. Este último contém os dados resultantes da soma de todos os pixels contidos na bacia para a erosão do solo, produção e retenção de sedimentos. Já as imagens tif's apresentam os valores encontrados para cada pixel em relação a estes fenômenos, assim como os valores intermediários calculados para chegar-se no resultado da produção de sedimento (e.g. índices de conectividade).

As variações do parâmetro k_b , nas simulações realizadas, permitiu identificar que o valor de 2,645 resulta na produção anual de sedimentos que melhor se aproxima do valor calculado por Guirro *et al.* (2018) (1826 ton/ano), apresentando valor pouco a cima dos dados medidos (+0,02%). Os resultados finais, encontrados no arquivo 'shapefile', podem ser visualizados na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores dos parâmetros de entrada e os resultados encontrados na bacia do rio Cunha pelo modelo InVEST SDR.

Parâmetros		Resultados	
SDRmax	0.8	Erosão do solo	19.623,21 ton / ano
IC ₀	0.5	Retenção de sedimento	148.475,69 ton / ano
kb	2.645	Produção de sedimento	1.826,38 ton / ano
tfac	50.000	SDR média	9.31%

Legenda: tfac: 'threshold flow accumulation'.

Nota-se que o modelo resultou em uma quantidade de retenção de sedimentos com valor de ordem dez vezes superior à erosão superficial do solo ocasionada por precipitação. Este resultado reflete as condições de uso e ocupação do solo, pois mesmo contendo percentual relevante de locais antropizados – uso urbano e agrícola (21,70%) - a bacia apresenta predominantemente sua área ocupada por matas (73,92%).

Os resultados apresentados pelas imagens tif, assim como os testes realizados com os parâmetros serão discutidos nos tópicos a seguir.

4.1- ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DE CALIBRAÇÃO

A Figura 10 apresenta as variações percentuais da produção de sedimentos estimadas pelo modelo em relação as variações nos valores dos parâmetros de

calibração k_b e IC_0 (descrito no item 3.3.1- Análise de sensibilidade do modelo) para o valor de t_{fac} igual a 500 células (500 m^2). Destaca-se o centro do gráfico (ponto 1,00:0%) como ponto de referência, onde os valores utilizados foram os valores padrões do modelo ($k_b = 2$; $IC_0 = 0,5$).

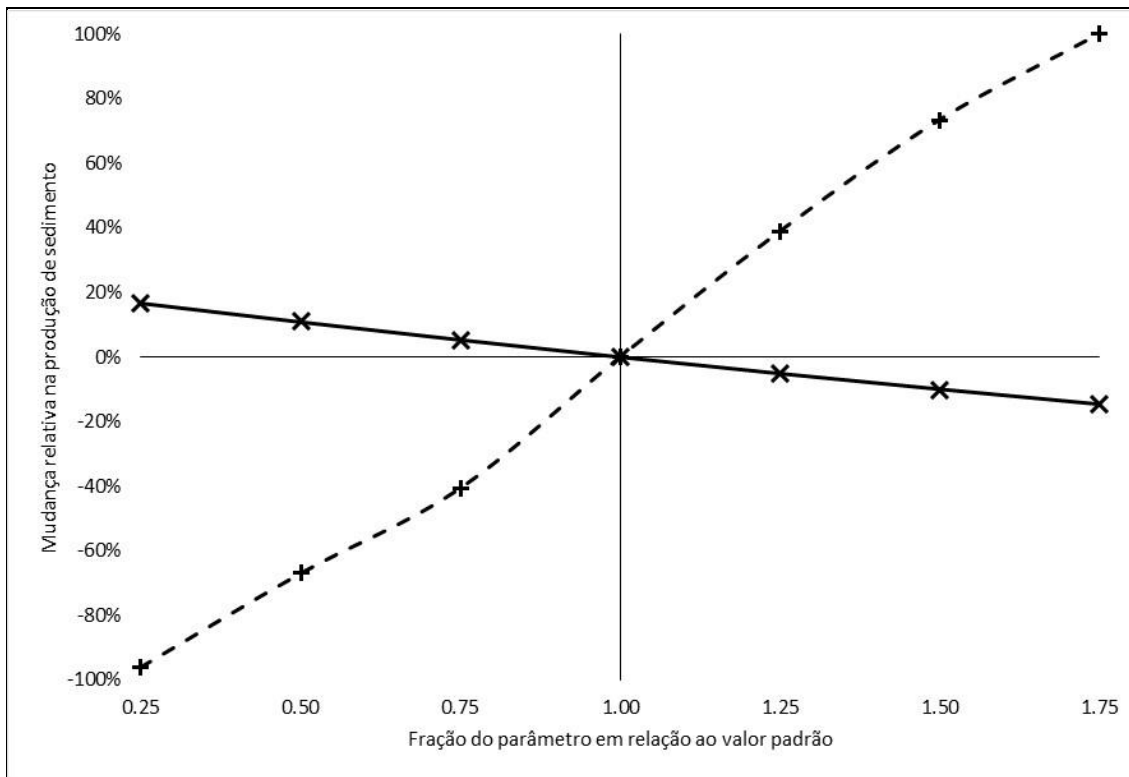


Figura 10 – Teste de sensibilidade para $t_{fac} = 500$. Curvas representado as variações nos resultados de produção de sedimentos estimados pelo modelo em relação a variação dos parâmetros de calibração. Variações do parâmetro k_b representadas por linha tracejada e “cruz”. Variações do parâmetro IC_0 representadas por linha sólida e “X”.

Percebe-se que, para estas condições, os pequenos incrementos realizados no parâmetro k_b apresentam maiores variações no resultado de produção de sedimento, tendo variado, aproximadamente, 100% para mais e para menos, respectivamente, com o incremento e redução de 75% do seu valor padrão. Destaca-se ainda que a relação entre este parâmetro e a estimativa de produção de sedimentos não mantém uma proporção linear. Já os incrementos e reduções do parâmetro IC_0 apresentaram relação de dependência linear ocasionando pouca variação no resultado de produção, demonstrando uma variação máxima de, aproximadamente, 20% para mais e para menos.

Já os resultados para os testes realizados com uma maior área de contribuição para formação de rios – t_{fac} igual a 50.000 células (50 hectares) – podem ser vistos na Figura 11.

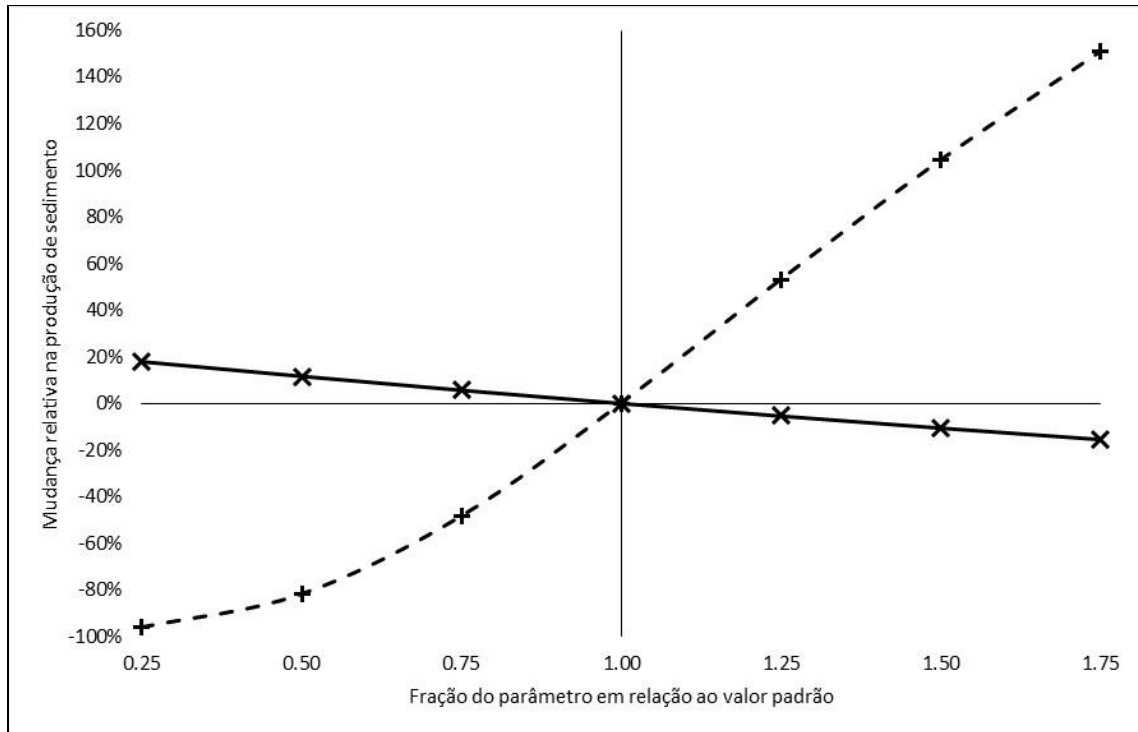


Figura 11 - Teste de sensibilidade para $t_{fac} = 50.000$. Curvas representado as variações nos resultados de produção de sedimentos estimados pelo modelo em relação a variação dos parâmetros de calibração. Variações do parâmetro k_b representadas por linha tracejada e "cruz". Variações do parâmetro IC_0 representadas por linha sólida e "X".

Mesmo com a área de contribuição 100 vezes maior, os valores decorrentes dos incrementos e reduções do IC_0 continuam apresentando as mesmas tendências dos apresentados na Figura 10, sendo elas a relação linear do parâmetro com produção de sedimentos e a variação máxima de 20% para mais e para menos. Já a curva referente as variações do parâmetro k_b , apresentam uma curva assintótica melhor definida, onde percebe-se a tendência da aproximação a variação de -100% na produção de sedimento quando a fração do parâmetro tende ao valor zero. Ainda, a curva apresenta crescimento mais rápido que a anterior, chegando seu valor máximo no entorno de +160% quando o parâmetro sofre incremento de 75%.

Os resultados acima demonstram que a estimativa da produção de sedimentos na bacia sofre influência diretamente proporcional do fator '*threshold flow accumulation*'.

Corroboram com os resultados apresentados nas Figura 10 e Figura 11 as descobertas de Hamel *et al.* (2015) em seu estudo sobre a bacia hidrográfica de *Cape Fear* na Carolina do Norte – EUA (Figura 12). Variando os valores dos parâmetros k_b e $IC_0 \pm 50\%$, os autores também identificaram grande influência da variação do parâmetro k_b sobre os resultados de produção de sedimento e a menor influência do parâmetro IC_0 .

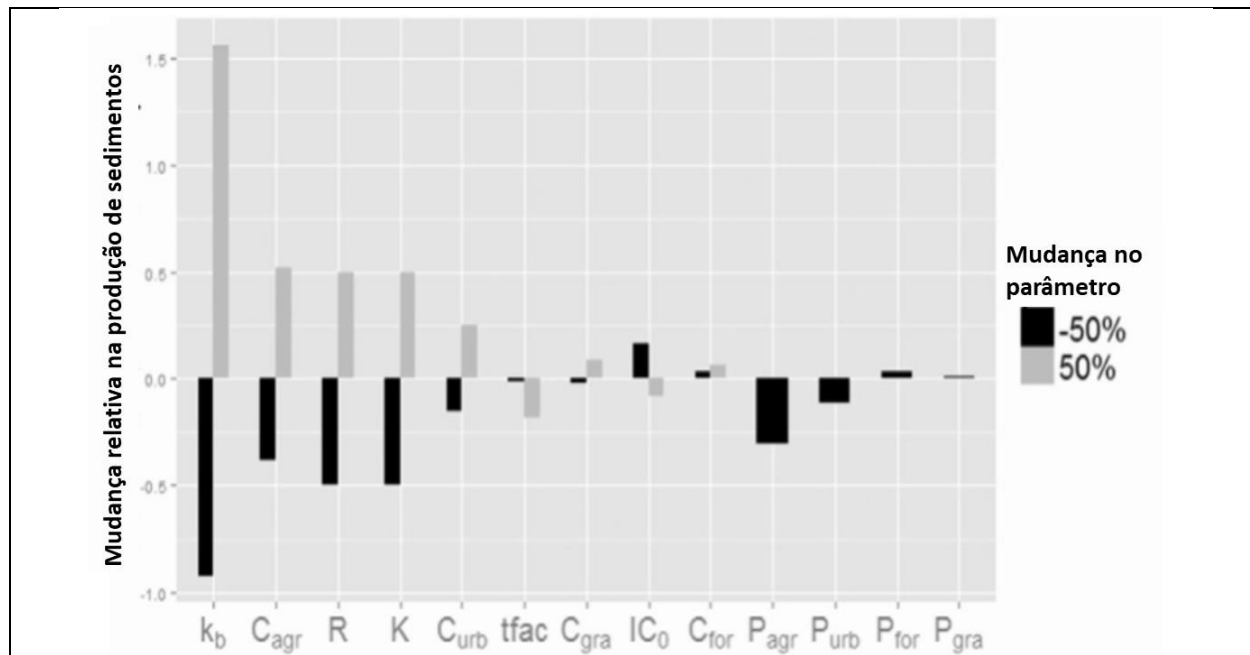


Figura 12 – Resposta do modelo de transferência de sedimentos à uma mudança de 50% em parâmetros de entrada selecionados. Parâmetros de interesse k_b e IC_0 . Fonte: Hamel *et al.* (2015).

Percebe-se na Figura 12 que a variação da produção de sedimentos com o incremento do parâmetro k_b mostra-se mais elevada, atingindo um acréscimo de aproximadamente 150%, resultante do incremento de 50% do seu valor padrão. Ainda, os resultados da variação do parâmetro IC_0 não se mostraram lineares nas análises dos autores, apresentando maior variação no caso de redução de 50% no parâmetro. As diferenças nas respostas encontradas neste trabalho em relação ao de Hamel *et al.* (2015), demonstram que a dependência da produção de sedimento com os parâmetros de calibração sofre influência de outros fatores da bacia, como, por exemplo, área da bacia, forma do terreno e índice de conectividade das células.

4.2- EROSÃO DO SOLO

O resultado da multiplicação dos fatores da USLE (R, K, LS, C e P) na Figura 13, abaixo, representa a distribuição espacial da erosão do solo ocasionado pela precipitação. Quando comparado com o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 8) identifica-se que as áreas de menores valores – até 1 ton/ha.ano – ocorrem, em sua maioria, concomitantemente com os locais de floresta, enquanto para as áreas de pastagem, computaram-se valores mais elevados de erosão, atingindo a marca de 50 ton/ha.ano. Já os maiores valores (> 50 ton/ha.ano) são percebidos em locais de solos expostos.

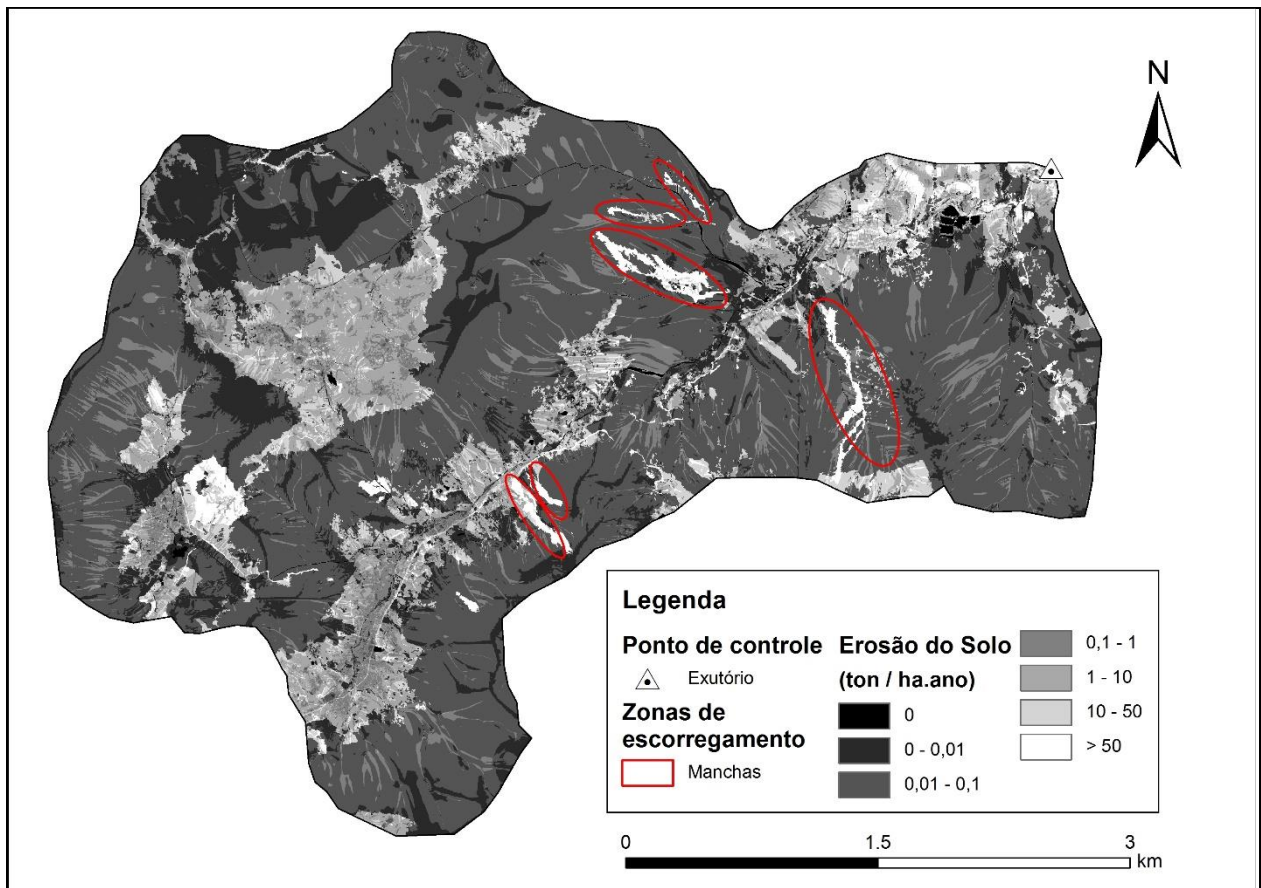


Figura 13 - Resultado para a erosão do solo na bacia hidrográfica do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.

Como a distribuição da erosão do solo avistada na Figura 13 assemelha-se às feições expostas no mapa de uso e cobertura do solo, entende-se que os resultados para o potencial de erosão sofrem dominância do fator de cobertura e uso do solo (parâmetro C da USLE) sobre os fatores K e LS. O fator de erodibilidade do solo (parâmetro K da

USLE) torna-se secundário na expressão da erosão, sendo relevante quando na avaliação de locais com mesma cobertura, porém diferentes solos.

Ainda, evidenciaram-se as áreas circuladas em vermelho representando os seis (06) movimentos de massa ocorridos na bacia em 2008 e mapeados por Kobiyama *et al.* (2010), os quais estavam classificados como solo exposto. Percebe-se assim que os escorregamentos sofrem com elevados valores de erosão.

O resultado da USLE também permitiu a estimativa de espessura do solo perdida para cada pixel da bacia. Aderindo-se o valor de 1.700 kg / m³ para gama do solo, as resultantes da perda na espessura do solo exibiram valor médio de 0,43 mm (Figura 14).

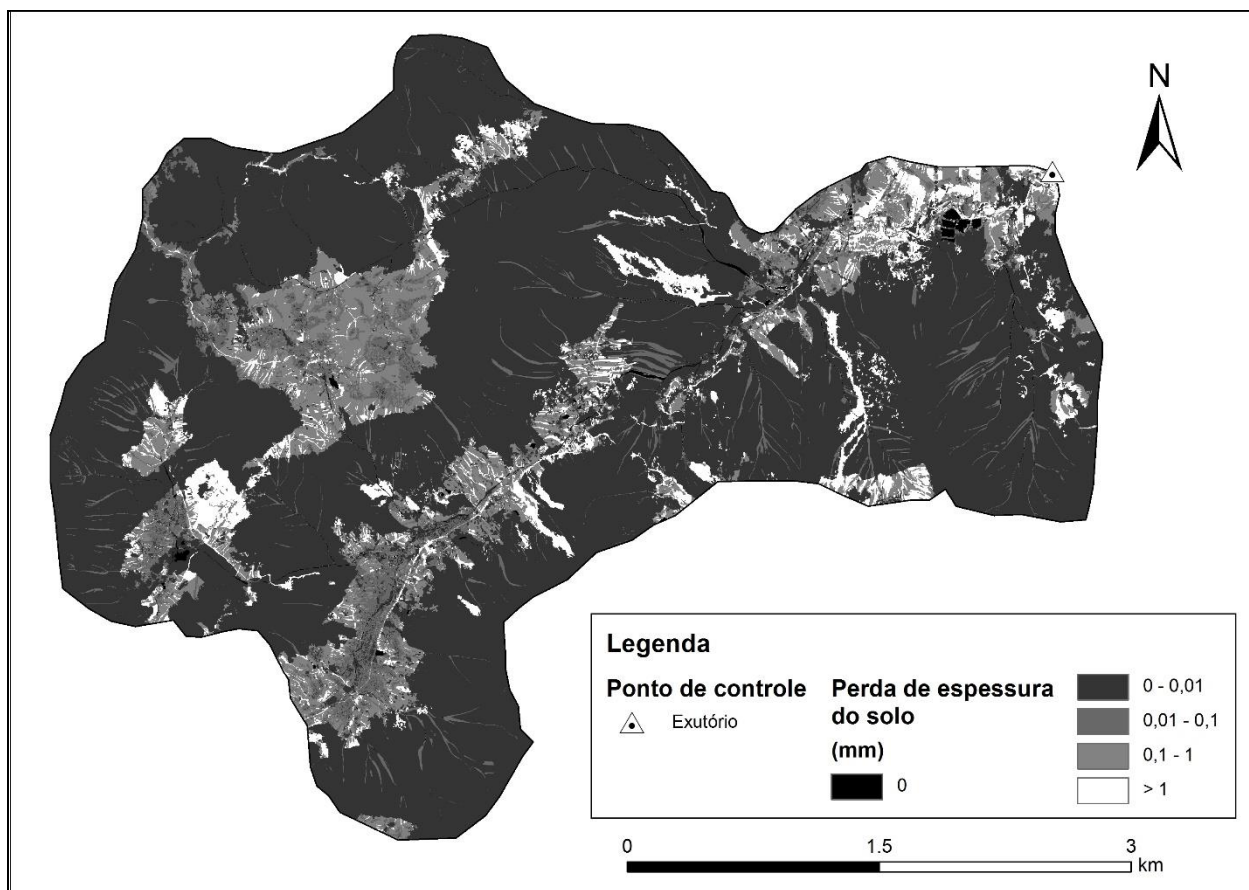


Figura 14 – Distribuição da estimativa da espessura do solo perdida devido a erosão e transporte do sedimento na bacia do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.

Conforme pode ser observado na figura os valores apresentaram, majoritariamente, pequenas perdas de espessura do solo por ano. A comparação deste resultado com o a tolerância de perda de solo (TPS), permite a identificação de áreas críticas na bacia, onde a perda de solo já ocasiona a diminuição dos benefícios

proporcionados pelo solo. Com base nos estudos de Bertol e Almeida (2000), os quais definiram a TPS para CAMBISSOLOS distróficos e solos vermelho-amarelo argilosos, encontrados no estado de Santa Catarina, próxima a 1 mm/ano, destacou-se com a cor branca os pixels que superam a tolerância de perda de solo da bacia.

Os locais identificados com valores a cima da TPS ocorreram tanto a jusante quanto a montante da bacia. Estas áreas de elevada perda na altura do solo apresentam maiores perdas advindo de células relacionadas a classe de solo exposto, principalmente dos pontos onde ocorreram escorregamentos de massa. Também se destacam, apresentando a sua tolerância de perda de solo excedida, as células relacionadas as classes de agricultura e campo, demonstrando que as atividades antrópicas, mesmo que em pequenas áreas, já manifestam impactos na qualidade do solo na bacia, diminuindo, desta forma, os benefícios ambientais e econômicos proporcionados pela estrutura do solo. Ainda se percebe, a montante da bacia e a oeste do mapa, uma grande porção de campo com perda na qualidade ambiental, permitindo a inferência de que áreas de montante são mais susceptíveis a degradações no solo. Os locais de escorregamentos, ainda que sejam processos naturais, também devem receber atenção e medidas de controle da erosão, visto que o solo perdido pode levar anos para ser gerado novamente.

4.3- INDÍCE DE CONECTIVIDADE

Segundo as Equações(8), (9) e (10) o índice de conectividade é dependente da proporção entre a área a montante do pixel analisado com o caminho a ser percorrido pela água a jusante do mesmo pixel. Desta forma, o IC apresenta dependência com o valor de '*threshold flow accumulation*'. O valor de *tfac* utilizado neste estudo foi de 50.000 células, gerando uma área mínima de 50 ha, contribuintes para os pixels da rede de drenagem. O uso deste valor resultou em Índices de Conectividades na bacia variando de -12,56 a 0,81 (Figura 15).

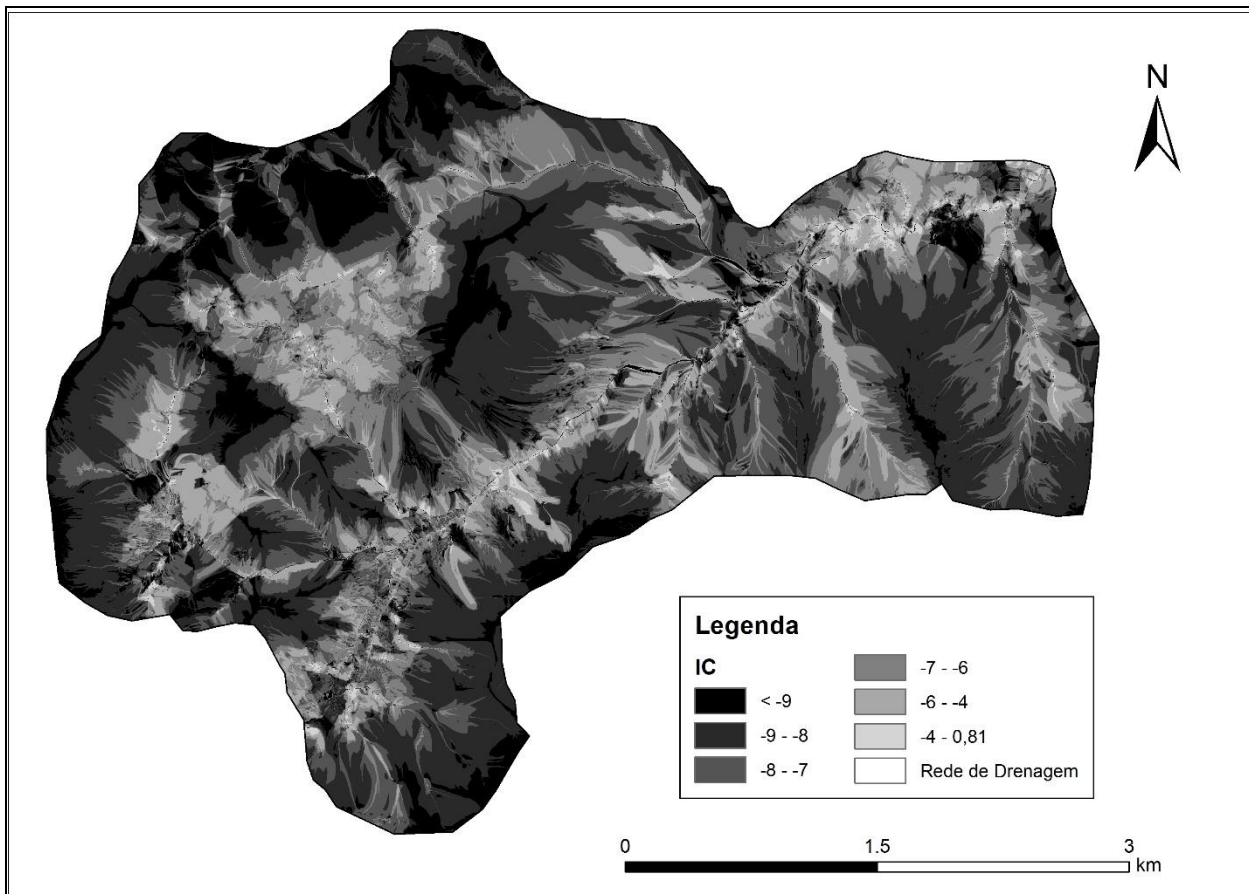


Figura 15 – Distribuição do Índice de Conectividade na bacia hidrográfica do rio Cunha.

A figura a cima demonstra que os maiores IC são encontrados nas áreas próximas a rede de drenagem. O resultado deve-se ao fato destas regiões apresentarem pequenos caminhos a serem percorridos pela água, resultando com que os componentes de jusante (denominadores no cálculo de IC) sejam menores.

Diferente das figuras anteriores, o mapa de IC não apresenta alta semelhança com a distribuição de uso e cobertura do solo. Acredita-se que isto ocorre pois, ainda que o fator de cobertura exerça alguma influência no cálculo do índice de conectividade ele apresenta menor relevância quando comparado com a contribuição das formas da paisagem (declividade e comprimento).

Ressalta-se que na faixa de valores superior dos índices de conectividade (-4 a 0,81) encontram-se as áreas de movimentos de massa, as quais são facilmente visualizadas visto o valor elevado em relação as células nas suas proximidades.

4.4- PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

A multiplicação dos dados contidos no mapa de erosão do solo (Figura 13) com os índices de taxa de transferência de sedimento gera o quanto cada célula contribui para a produção de sedimento anual na bacia. O mapa resultante dessa multiplicação pode ser visto na Figura 16.

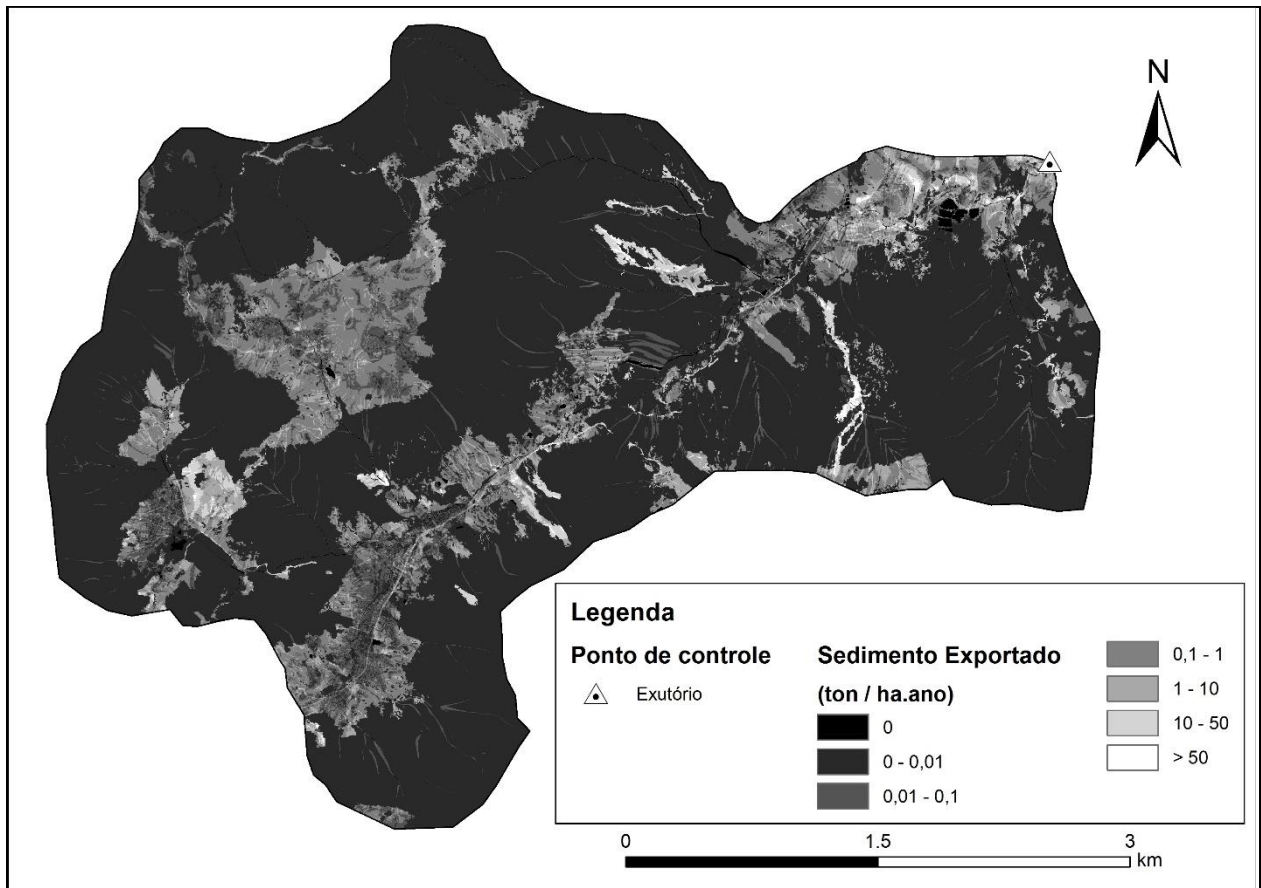


Figura 16 – Distribuição espacial da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.

Assim como o mapa da USLE, os resultados encontrados na produção de sedimentos apresentam características semelhantes ao mapa de uso e ocupação do solo. Entre as áreas mais importantes, destaca-se que as maiores produções por área se situam em locais antropizados (pastagens, estradas de chão e áreas agricultáveis).

Gerando elevada contribuição na produção de sedimentos, também se distinguem as manchas decorrentes dos movimentos de massa na bacia. Nota-se que grande parte das áreas de escorregamento apresentaram valores de contribuição acima de 50 ton /

ha.ano. Este resultado demonstra que os efeitos do escorregamento, não se restringem ao momento de ocorrência, mas sim perpetuam sua influência na dinâmica de sedimentos durante anos. Credita-se esta influência a remoção da cobertura vegetal promovida pelo fenômeno, a qual deixa os solos expostos, e assim, mais susceptíveis aos fenômenos de erosão e transporte dos sedimentos.

A distribuição espacial da produção de sedimentos permite observar que, de forma geral, a maior extensão de área, classe de mata, contribui com valor aproximadamente constante em todas as regiões da bacia.

4.5- RETENÇÃO DE SEDIMENTO

Como explicado anteriormente, a estimativa da retenção de sedimentos deriva da diferença entre a produção de sedimentos resultante da bacia onde os fatores C e P apresentam valor 1 (pior caso) e o resultado atingido nas condições atuais da bacia. Vale destacar que o fator P utilizado na situação atual já se encontrava no pior caso ($P = 1$). A estimativa resultou em uma retenção total de sedimentos com valor de 148.475,69 ton / ano, tendo sua distribuição espacial apresentada na Figura 17.

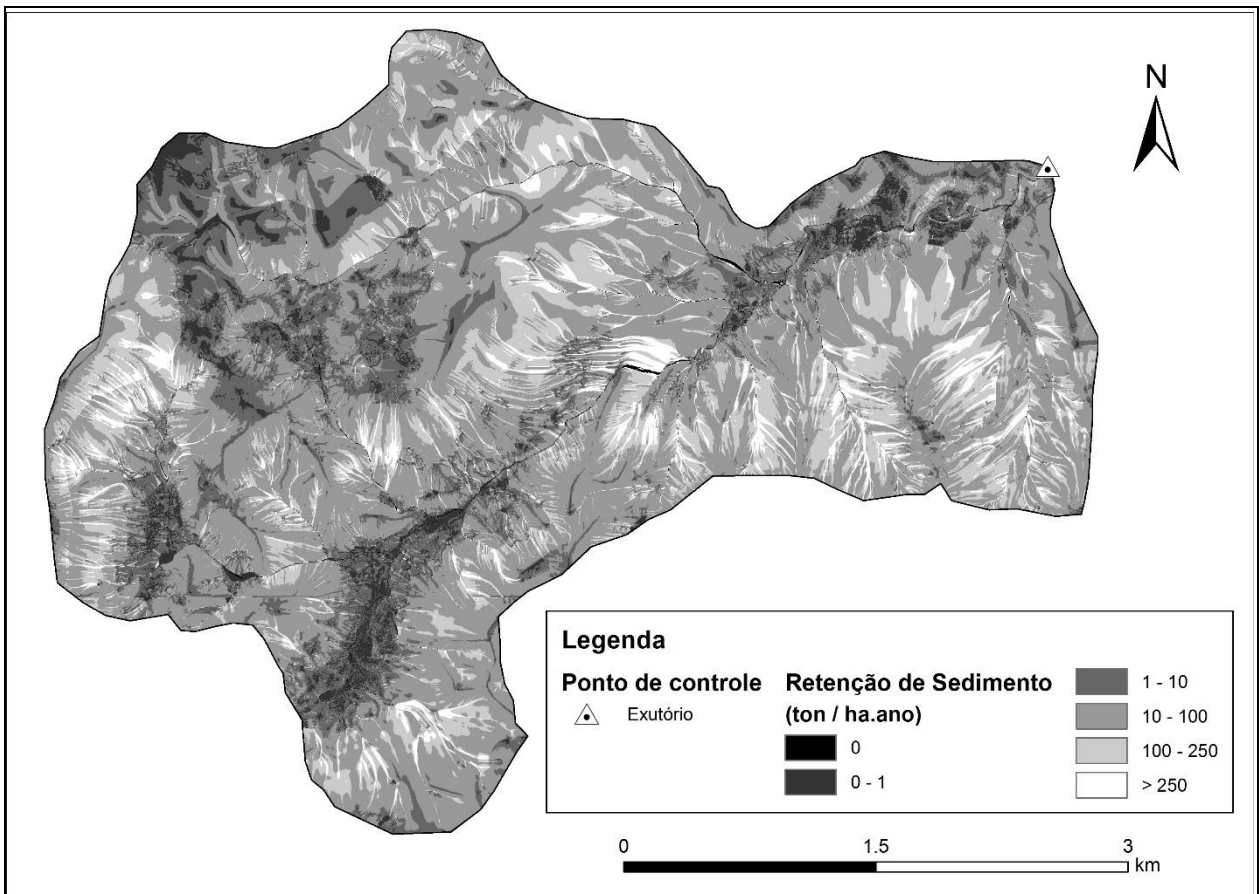


Figura 17 – Distribuição espacial da retenção de sedimento na bacia hidrográfica do Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.

Observando-se a espacialização dos resultados de retenção de sedimento, percebe-se que a metodologia utilizada pelo modelo demonstra que grande parte da bacia - principalmente as áreas de florestas - apresenta valores de retenção superior a 10 ton/ha.ano. As áreas que apresentam valores abaixo de 10 ton/ha.ano coincidem com locais antropizados, principalmente regiões de pastagem – as quais também demonstraram alta produção de sedimentos - reforçando o potencial das ações humanas na promoção da degradação do solo. Por outro lado, as manchas de escorregamentos, que também apresentaram alta produção de sedimentos, não são visíveis no mapa da Figura 17, pois apresentam valores semelhantes aos encontrados no entorno de suas áreas para a retenção de sedimentos, ou seja, a região onde localizam-se prepondera sobre outros fatores na estimativa da retenção.

A partir da retenção de sedimentos, assim como para a imagem de erosão do solo, gerou-se a estimativa da espessura de solo retida pelas células da bacia. Considerando

o gama do solo com valor de 1.700 kg/m^3 , a estimativa para a espessura de solo retida resultou no mapa da Figura 18.

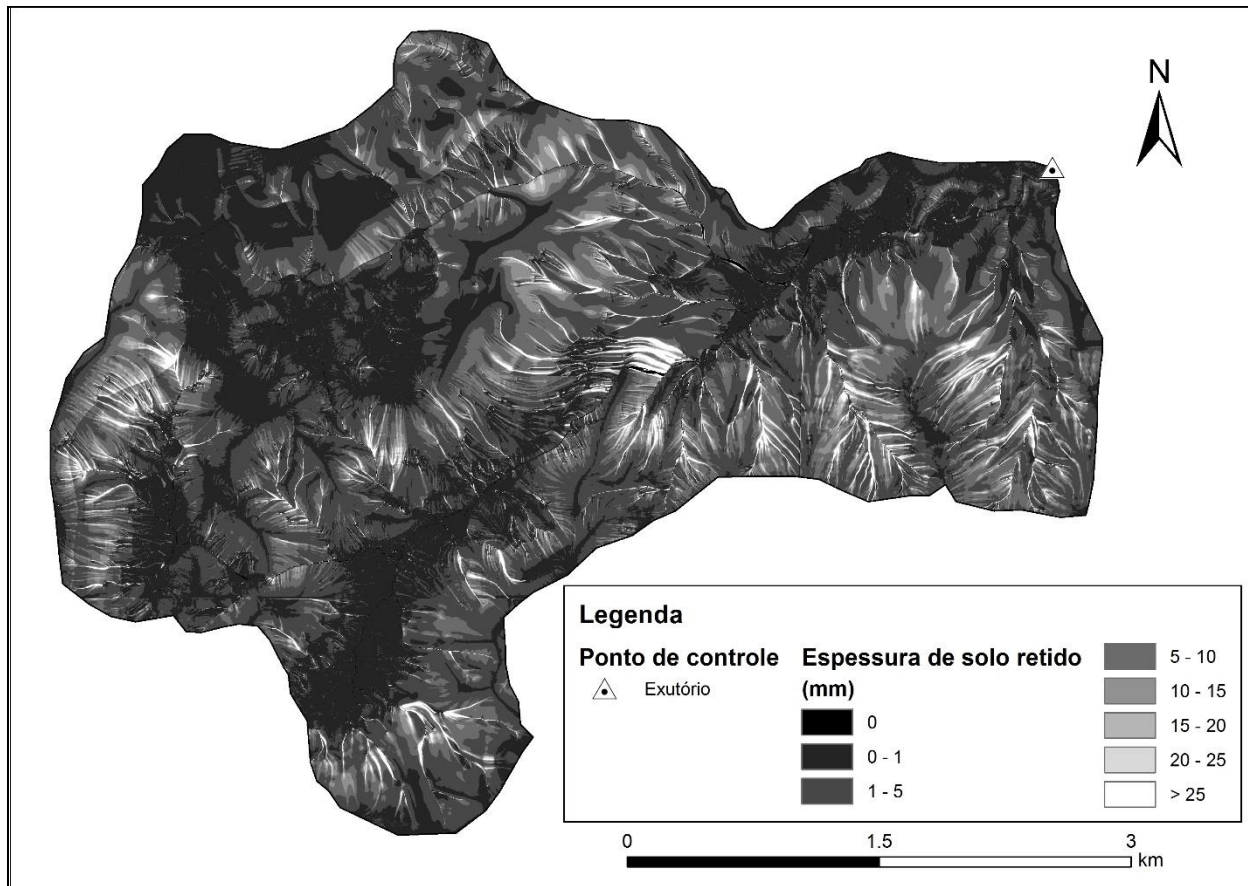


Figura 18 - Estimativa da espessura do solo retida na bacia do rio Cunha. Valores igual a 0 representam a rede de drenagem modelada.

Pode, na figura anterior, ser visto a grande quantidade de áreas próximas a corpos hídricos da rede de drenagem que se encontram na faixa de valores máximos da estimativa de espessura do solo retido ($> 25 \text{ mm}$, cor branca). Por conseguinte, o resultado indica que zonas de matas ciliares podem vir a prestar importantes serviços ecossistêmicos, promovendo a conservação dos solos próximos a rios, assim como a proteção dos corpos hídricos contra o aporte de sedimentos e assoreamento. Por outro lado, a faixa de menor valor – 0 a 1 mm retido - apresenta forte correlação com as áreas antropizadas.

Ao todo, somando-se a retenção de todas as células, os sistemas ecossistêmicos presentes na bacia evitaram a perda de $49.801.787,81 \text{ mm}$ de espessura de solo. Além do mais, quando se comparam os resultados da Figura 18 com a Figura 14 nota-se a

diferença nos valores encontrados. A média encontrada para os valores da espessura de solo retido - 3,06 mm – supera, e muito, a média para valores das perdas na espessura de solo -0,43 mm.

5 CONCLUSÃO

O presente trabalho realizou a aplicação do modelo de retenção de sedimentos InVEST SDR 3.5.0 na bacia do rio Cunha -SC, buscando avaliar a dinâmica dos processos erosivos que ocorrem na bacia, principalmente a distribuição do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos promovida pelas unidades ecossistêmicas.

Os resultados obtidos demonstraram que a configuração de uso e cobertura atual do solo na bacia evitaram o aporte na rede de drenagem de 148.475,69 ton de sedimento por ano. Avaliando a distribuição dos valores de retenção pela bacia, o modelo indica elevadas contribuições das florestas na provisão deste serviço e das áreas próximas a corpos hídricos (zonas ripárias). Ainda, percebeu-se a menor retenção em áreas relacionadas a atividades antrópicas (pastagens e agricultura), assim como identificaram-se a maior contribuição para a produção de sedimentos nestas áreas e locais de solo exposto. Além disso pode ser observado que a retenção de sedimentos foi responsável por evitar, na média, a perda de 3,06 mm de solo / m².

Quanto à distribuição dos índices de conectividade, estimaram-se, predominantemente, valores negativos sendo o valor mínimo encontrado -12,56 e máximo 0,81. Percebeu-se a ocorrência dos valores mais elevados nos locais das manchas de escorregamento e áreas antropizadas.

Além disso, pode-se perceber que a perda de solo por erosão na bacia ainda não afeta a qualidade do solo em grande parte da bacia. Somente algumas áreas, principalmente vinculadas a solos expostos e aos movimentos de massa que já ocorreram na bacia, apresentam valores na espessura da perda de solo maior que a tolerância de perda de solo estimada para os solos da bacia (1 mm por ano).

Também se obteve, como resultado, a avaliação dos parâmetros de calibração do modelo. Esta identificou que o parâmetro IC_0 não exerce grande influência sobre os resultados da estimativa de produção de sedimento, apresentando uma variação de 20% tanto para mais quanto para menos quando reduzido ou incrementado em 75%. Já as variações no parâmetro k_b demonstram forte influência sobre os resultados do modelo, gerando variações de +160% a aproximadamente -96% quando, respectivamente, incrementado e reduzido em 75%.

6 RECOMENDAÇÕES

A fim de melhorar o uso do modelo InVEST SDR sugerem-se estudos futuros que avaliem a atuação na modificação dos resultados dos seguintes fatores: resolução espacial das imagens tif e '*threshold flow accumulation*' (realizar análise com uma gama maior de valores). Também se recomenda a simulação de cenários futuros, a fim de avaliar o impacto da modificação no uso e cobertura do solo sobre o serviço de retenção de sedimentos.

Além disso, ainda que o modelo utilize dados reais, ele não contabiliza todos os fenômenos naturais ocorrentes dentro da unidade ecossistêmica. Desta forma também se sugere a comparação dos resultados obtidos com estudos de campo para identificar subestimativas ou superestimativas realizadas pelo modelo.

Tendo em vista o grande impacto na dinâmica de sedimentos gerado por unidades que apresentam solo expostos recomenda-se a recuperação destas unidades na busca por recuperar a qualidade do serviço ambiental nestas áreas. Ademais, é recomendável utilizar-se de estudos de risco de escorregamento para gerar planos de ações que mitiguem a produção de sedimento nos anos subsequentes ao evento.

Por fim, ainda se destaca a facilidade no uso do modelo, visto que utiliza dados de entradas simples, necessitando de conhecimentos básicos em sistemas de informações geográficas, o que o torna uma poderosa ferramenta para auxílio em tomadas de decisões que busquem desenvolvimento sustentável.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Programa Produtor de Águas**. Brasília, 2009, 20 p.
- ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. **Degradação Ambiental e Teoria Econômica: Algumas Reflexões Sobre uma “Economia dos Ecossistemas”**. Economia, ANPEC, v.12, Brasília, janeiro, 2011, p. 3-26.
- ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. **Texto para Discussão: Serviços Ecossistêmicos e sua Importância para o Sistema Econômico e o Bem-Estar Humano**. IE/UNICAMP n. 155, fevereiro, 2009.
- BACK, A.J.; POLETO, C. **Distribuição Espacial e Temporal da Erosividade das Chuvas no Estado de Santa Catarina, Brasil**. Revista Brasileira de Climatologia, v. 22, 2018, p. 381-403.
- BARRETO, P.; SOBRAL, M.C. **Diques de Retenção de Sedimentos e Adaptação Climática**. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Natal, novembro, 2014.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. **Tolerância de Perda de Solo por Erosão Para os Principais Solos do Estado de Santa Catarina**. R. Bras. Ci. Solo, v. 24, 2000, p. 657-668.
- BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Ícone, 1995, 355 p.
- BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. **Prolegomena to Sediment and Flow Connectivity in the Landscape: A GIS Andfield Numerical Assessment**. Catena, 2008, v. 75(3), p. 268-277.
- BORTOLOTTI, N. L. **Avaliação hidrossedimentológica da Bacia do Rio do Cunha, Município de Rio dos Cedros, Santa Catarina com o Modelo SWAT**. Trabalho de Conclusão (Graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. 101p.
- BRACKEN, L.; et al. (2015). **Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transport at multiple scales**. Earth Surface Processes and Landforms, v. 40, pp. 177 – 188.
- BRUNE, R.A. **Métodos de estimativa de Descarga Sólida em Rios – Análise Comparativa**. Dissertação Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014, 147 p.
- CABRAL, J.B.P. **Estudo do Processo de Assoreamento em Reservatórios**. Caminhos de Geografia, v. 6, n. 14, agosto, 2006.
- CARVALHO, D.F. *et al.* **Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. v. 13, n. 1, 2009, p. 3–9.
- CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed., rev., atual. e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.
- CECÍLIO, R.A. **Aplicação dos Modelos RUSLE e WEPP para a Estimativa da Erosão Hídrica em Microbacia Hidrográfica de Viçosa (MG)**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 4, junho, 2009, p. 39-45.
- CONCEIÇÃO, J.R. **Metodologia para Identificação de Áreas Prioritárias para Redução de Erosão Hídrica em Bacias de Mananciais de Abastecimento Público: Estudo de Caso Bacia do Passaúna**. Dissertação

Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014, 94 p.

CONSTANZA R. *et al.* **The Values of the World's Ecosystem Services and Natural Capital.** Nature, v. 387, n. 15, maio, 1997.

CORRÊA, T.; COSTA, C. *et al.* **Estimativas de Perda de Solo para Microbacias Hidrográficas no Estado do Rio de Janeiro.** Embrapa Solos: Boletim de pesquisa e desenvolvimento, n. 78, Rio de Janeiro, dezembro, 2005, 48 p.

COSTA, J. **Dicionário rural do Brasil.** Rio de Janeiro: Campos, 2003.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT, WATER, HERITAGE AND THE ARTS. **Ecosystem Services: Key Concepts and Applications.** Occasional Paper, n. 1, Canberra, 2009.

DESMET, P.J.J.; GOVERS, G. **A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units.** J. Soil Water Conserv. 1996, v. 51, p. 427–433.

DOMINGOS, J.L. **Estimativa de Perda de Solo por Erosão Hídrica em uma Bacia Hidrográfica.** Trabalho de Conclusão (Graduação) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006, 66 p.

EPAGRI/CIRAM – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina e Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. **Zoneamento Agroecológico e Socioeconômico do Estado de Santa Catarina.** Florianópolis: Epagri, v. 1000, 1999, 1000 p.

FAO e ITPS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report.** Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Roma, Italia, 2015.

GAEA – Estudos Ambientais Ltda & Instituto Internacional para Sustentabilidade. **Produto 3: Valoração Socioeconômica e Ecológica dos Serviços Ecosistêmicos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Porção Paulista/SP.** São Paulo, 2017. 88 p.

GOERL, R.F. *et al.* **Desastre Hidrológico das Chuvas Intensas em Rio dos Cedros.** Em: Anais do XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Campo Grande. 19p. 2009.

GUERRA, A.J.T. **Experimentos e Monitoramentos em Erosão dos Solos.** Revista do Departamento de Geografia, v. 16, abril, 2005, p. 32-37.

GUIRRO, M.O.; GUIDOLIN, T.G.S.F.; MICHEL, G.P. **Análise Comparativa da Produção de Sedimentos a partir de Eventos Extremos e Não-Extremos na Bacia Hidrográfica do Rio Cunha.** Em: I Encontro Nacional de Desastres, Porto Alegre, 2018, 8 p.

HAMEL, P. *et al.* **A New Approach to Modeling the Sediment Retention Service (InVEST 3.0): Case Study of the Cape Fear Catchment, North Carolina, USA.** Science of The Total Environment, v. 524–525, 2015, p. 166-177.

HUETING, R. *et al.* **The Concept of Environmental Function and its Valuation.** Ecological Economics, v. 25, n. 1, 1998, p. 31-5.

INSTITUTO AGRONÔMICO CAMPINAS. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. Ed. AGUIAR, A.T.E.; *et al.* 7 Ed. Campinas, boletim 200, 2014, 452 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Agropecuário: Resultados Preliminares 2017**. 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/rio-dos-cedros/pesquisa/24/76693>. Acesso em 12 de dezembro de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 2 ed., Rio de Janeiro, 2005.

KATO, D.S.; MARTINS, L.A.P. **A “Sociologia de Plantas”: Arthur George Tansley e o Conceito de Ecossistema (1935)**. *Filosofia e História da Biologia*, v. 11, n. 2, São Paulo, 2016, p. 189-202.

KIRCHNER, J.W. **Sediment Delivery Ration**. Em: GOUDIE, A.S. **Encyclopedia of Geomorphology**. Londres: Routledge, v. 1, 2004, p. 932-934.

KLAGHOFER, E.; SUMMER, W.; VILLENEUVE, J.P. **Some Remarks on the Determination of the Sediment Delivery Ratio**. julho, 1992, IAHS Publ. n. 209, p.113-118.

KOBYAMA, M. *et al.* **Debris Flow Occurrences in Rio dos Cedros, Southern Brazil: Meteorological and Geomorphic Aspects**. Em: De Wrachien, D.; Brebbia, C.A. (Eds.) *Monitoring, Simulation, Prevention and Remediation of Dense Debris Flows III*, 2010, p. 77-88.

LOPES, G.R. **Estudos Hidrológicos e Hidrossedimentológicos na Bacia do Córrego do Capão Comprido**. Dissertação Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Brasília, Brasília, março, 2010. 142 p.

MCCOOL, D. K., *et al.* The revised universal soil loss equation. Interagency Workshop on Technologies to Address Soil Erosion. San Antonio, 1995, p. 195 – 202.

MEA – MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Overview: What are the main findings of the MEA?** 2005. Disponível em: < <https://www.millenniumassessment.org/en/About.html#>>. Acesso em: 06 de dezembro de 2018.

MEA – MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. Washington, 2005, 155 p.

MERTENS, R. The Last Quarter Acre: A Small Plot is All that is Left of CAFNR’s Horticulture Farm. Em CAFNR News. Disponível em: < <https://cafnr.missouri.edu/2014/11/the-last-quarter-acre/>>. Acesso em 13/12/2018.

MICHEL, G.P. **Modelagem de Estabilidade de Encosta com Consideração do Efeito da Vegetação**. Dissertação Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013, 152 p.

MICHEL, G.P.; GOERL, F.G.; KOBIYAMA M. **Critical Rainfall to Trigger Landslides in Cunha River basin, Southern Brazil**. *Natural Hazards: Journal of the International Society for the Prevention and Mitigation of Natural Hazards*, Springer; International Society for the Prevention and Mitigation of Natural Hazards, vol. 75(3), fevereiro, 2015, p. 2369-2384.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) User's Guide**. 2017, 331 p.

ODUM, E.P. **The Strategy of Ecosystem Development**. Science, New Series, v. 164, n. 3877, abril, 1969, p. 262-270.

OLIVEIRA, C.A. *et al.* **Avaliação da Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária pela Caracterização Morfológica e Físico-Química do Solo**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.14, n.12, Campina Grande, 2010, p.1281–1287.

OUYANG, D. e BARTHOLIC, J. **Predicting Sediment Delivery Ratio in Saginaw Bay Watershed**. The 22nd National Association of Environmental Professionals Conference Proceedings, Orlando, FL, maio, 1997, p. 659-671.

PELLIN, V. **A Atividade Turística como Alternativa para Promover o Desenvolvimento Local Sustentável: O Caso do Município de Rio dos Cedros – SC**. Dissertação Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2004. 127p.

REGINATTO, G. M. P. *et al.* **SHALSTAB application to identify susceptible areas of shallow landslides in Cunha River watershed, Rio dos Cedros city, SC, Brazil**. Em: 4th International Conference on Geographical Object-Based Image Analysis - GEOBIA 2012, Rio de Janeiro, 2012, 6 p. CD-rom.

SANTOS, D.S.; SPAROVEK, G. **Retenção de Sedimentos Removidos de Área de Lavoura Pela Mata Ciliar, em Goiatuba (Go)**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, n. 5, 2011, p. 1811-1818. Editorial Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: Teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SILVA, M. S. L.; OLIVEIRA NETO, M. B. **ARGISSOLOS vermelho-amarelos**. 2011. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz2axe8nfr.html>. Acesso em 06 de dezembro de 2018.

SOUZA, C.F. *et al.* **Comparação Dentre Estimativas de Produção de Sedimento na Bacia do Rio Potiribu**. Porto Alegre, 2006.

TANSLEY, A. G. **The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms**. Ecology, v. 16, julho, 1935, p. 284-307.

TARBOTON, D. **A new method for the determination of flow directions and upslop areas in grid digital elevation models**. Water Resources Resarch, v. 33, n. 2, fevereiro, 1997, p. 309–319.

TEEB - THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **TEEB Report for Business and Enterprise**. Ed. Joshua Bishop. Earthscan, 2012, 213 p.

TERRADO, M.; *et al.* **Impact of Climate Extremes on Hydrological Ecosystem Services in a Heavily Humanized Mediterranean Basin**. Ecological Indicators, v. 37, fevereiro, 2014, p. 199-209.

USDA – NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. **Field Office Technical Guide (FOTG): Erosion and Sediment Delivery**. Março, 1998, 15 p.

Vigiak, O., et al. **Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio.** *Geomorphology*, 2012, p. 74–88.

WALLING, D.E. **The Sediment Delivery Problem.** *Journal of Hydrology*, v. 65, 1983, p.209–237.

WISCHMEIER, W. H. e SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** Washington, DC: USDA, 1978.

ZANANDREA, F.; KOBAYAMA, M.; MICHEL, G.P. **Conectividade Hidrossedimentológica: Uma Abordagem Conceitual.** Simposio Brasileiro de Recursos Hídricos v. 22, Florianópolis, 2017, 8 p.

ZARONI, M.J.; SANTOS, G.G. **Cambissolos: Definição e Características Gerais.** Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_8_2212200611538.html>. Acesso em 11 de novembro de 2018.

ANEXO A – MANUAL INVEST CAPÍTULO SEDIMENT DELIVERY RATIO MODEL

InVEST User's Guide, Release 3.5.0.post353+ndacbed04a229

Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Sim, S., Mueller, C., 2015. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Sci. Total Environ.* 166–177.

Hamel, P., Guswa A.J. 2015. Uncertainty Analysis of the InVEST 3.0 Nutrient Model: Case Study of the Cape Fear Catchment, NC. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 11:11001-11036. <http://dx.doi.org/10.5194/hessd-11-11001-2014>

Harmel, D., Potter, S., Casebolt, P., Reckhow, K., 2007. Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the United States 76502, 1163–1178.

Heathwaite, A.L., Quinn, P.F., Hewett, C.J.M., 2005. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *J. Hydrol.* 304, 446–461.

Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., Neill, A.O., 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services 109, 18629–18624.

Lin, J., 2004. Review of published export coefficient and event mean concentration (EMC) data, WRAP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRAP-04-3). Vicksburg, MS.

Mayer, P.M., Reynolds, S.K., Mccutchen, M.D., Canfield, T.J., 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers 1172–1180.

Pärn, J., Pinay, G., Mander, Ü., 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecol. Indic.* 22, 4–15.

Reckhow, K.H., Beaulac, M.N., Simpson, J.T., 1980. Modeling Phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients. EPA 440/5-80-011. US-EPA, Washington, DC.

Scanlon, B.R., Jolly, I., Sophocleous, M., Zhang, L., 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resour. Res.* 43.

Tarboton, D., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resour. Res.* 33, 309–319.

Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., Mcinnes, J., Roberts, A.M., 2012. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology* 138, 74–88.

Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R. a, Eitzel, M., 2009. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *J. Environ. Qual.* 39, 76–84.

2.2.6 Sediment Delivery Ratio model

Summary

The objective of the InVEST sediment delivery model is to map overland sediment generation and delivery to the stream. In the context of global change, such information can be used to study the service of sediment retention in a catchment. This is of particular interest for reservoir management and instream water quality, both of which may be economically valued.

The main differences between the InVEST SDR model and the InVEST Sediment retention model found in InVEST v3.0.1 and earlier are:

- The routing of sediment from a cell to the stream was modified to remove the sensitivity to grid resolution and facilitate the selection of LULC-specific retention coefficient;
- (Optional) calibration is based on one non-physical parameter that preserves the spatial distribution of sediment sinks and sources, facilitating the interpretation of spatially explicit outputs;
- The increased flexibility in model structure allows advanced users to represent more complex processes such as gully erosion or instream retention (work is in progress to facilitate the representation of these processes for InVEST users)

Introduction

Erosion and overland sediment retention are natural processes that govern the sediment concentration in streams. Sediment dynamics at the catchment scale are mainly determined by climate (in particular rain intensity), soil properties, topography, and vegetation; and anthropogenic factors such as agricultural activities or dam construction and operation. Main sediment sources include overland erosion (soil particles detached and transported by rain and overland flow), gullies (channels that concentrate flow), bank erosion, and mass erosion (or landslides; see Merrit 2003 for a review). Sinks include on-slope, floodplain or instream deposition, and reservoir retention, as summarized in Figure 1. Conversion of land use and changes in land management practices may dramatically modify the amount of sediment running off a catchment. The magnitude of this effect is primarily governed by: i) the main sediment sources (land use change will have a smaller effect in catchments where sediments are not primarily coming from overland flow); and ii) the spatial distribution of sediment sources and sinks (for example, land use change will have a smaller effect if the sediment sources are buffered by vegetation).

Increases in sediment yield are observed in many places in the world, dramatically affecting water quality and reservoir management (UNESCO 2009). The sediment retention service provided by natural landscapes is of great interest to water managers. Understanding where the sediments are produced and delivered allow managers to design improved strategies for reducing sediment loads. Changes in sediment load can have impacts on downstream irrigation, water treatment, recreation and reservoir performance.

Outputs from the sediment model include the sediment load delivered to the stream at an annual time scale, as well as the amount of sediment eroded in the catchment and retained by vegetation and topographic features. Note that SDR only creates biophysical results. For valuation of the sediment retention service, appropriate valuation approaches will be highly dependent on the particular application and context, and need to be implemented independently of InVEST.

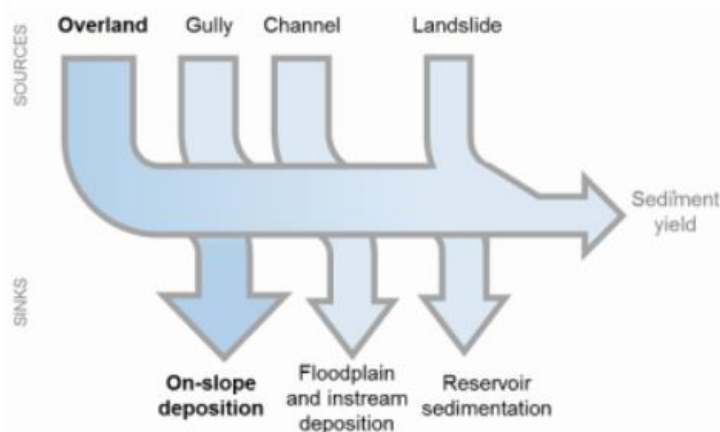


Fig. 12: General catchment sediment budget. The relative size of the arrows changes depending on the environment. The InVEST model focuses on the overland processes.

The Model

Sediment Delivery

The sediment delivery module is a spatially-explicit model working at the spatial resolution of the input digital elevation model (DEM) raster. For each pixel, the model first computes the amount of annual soil loss from that pixel, then computes the sediment delivery ratio (SDR), which is the proportion of soil loss actually reaching the catchment outlet. This approach was proposed by Borselli et al. (2008) and has received increasing interest in recent years (Cavalli et al., 2013; López-vicente et al., 2013; Sougnez et al., 2011). See **Differences between the InVEST SDR model and the original approach developed by Borselli et al. (2008)** for further discussion.

Annual Soil Loss

The amount of annual soil loss on pixel i , $usle_i$ (units: $tons \cdot ha^{-1} yr^{-1}$), is given by the revised universal soil loss equation (RUSLE1):

$$usle_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i, \quad (2.28)$$

where

- R_i is the rainfall erosivity (units: $MJ \cdot mm(ha \cdot hr)^{-1}$),
- K_i is the soil erodibility (units: $ton \cdot ha \cdot hr(MJ \cdot ha \cdot mm)^{-1}$),
- LS_i is the slope length-gradient factor (unitless)
- C_i is the crop-management factor (unitless)
- and P_i is the support practice factor (Renard et al., 1997). (cf. also in (Bhattarai and Dutta, 2006)). (unitless)

The LS_i factor is given from the method developed by Desmet and Govers (1996) for a two-dimension surface:

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22.13)^m} \quad (2.29)$$

where

- S_i the slope factor for grid cell i calculated as function of slope radians θ
- $S = 10.8 \cdot \sin(\theta) + 0.03$ where $\theta < 9\%$
- $S = 16.8 \cdot \sin(\theta) - 0.50$, where $\theta \geq 9\%$
- A_{i-in} the contributing area (m^2) at the inlet of a grid cell which is computed from the d-infinity flow direction method
- D the grid cell linear dimension (m)
- $x_i = |\sin \alpha_i| + |\cos \alpha_i|$ where α_i is the aspect direction for grid cell i
- m is the RUSLE length exponent factor.

To avoid overestimation of the LS factor in heterogeneous landscapes, long slope lengths are capped to a value of 333m (Desmet and Govers, 1996; Renard et al., 1997).

The value of m , the length exponent of LS factor, is based on the classical USLE, as discussed in (Oliveira et al., 2013):

- $m = 0.2$ for slope $\leq 1\%$:
- $m = 0.3$ for $1\% < \text{slope} \leq 3.5\%$

- $m = 0.4$ for $3.5\% < \text{slope} \leq 5\%$
- $m = 0.5$ for $5\% < \text{slope} \leq 9\%$
- $m = \beta / (1 + \beta)$ where $\beta = \sin \theta / 0.0986 / (3 \sin \theta^{0.8} + 0.56)$ for $\text{slope} > 9\%$

Sediment Delivery Ratio

Step 1 Based on the work by Borselli et al. (2008), the model first computes the connectivity index (IC) for each pixel. The connectivity index describes the hydrological linkage between sources of sediment (from the landscape) and sinks (like streams.) Higher values of IC indicate that source erosion is more likely to make it to a sink (i.e. is more connected), which happens, for example, when there is sparse vegetation or higher slope. Lower values of IC (i.e. lower connectivity) are associated with more vegetated areas and lower slopes.

IC is a function of both the area upslope of each pixel (D_{up}) and the flow path between the pixel and the nearest stream (D_{dn}). If the upslope area is large, has lower slope, and good vegetative cover (so a low USLE C factor), D_{up} will be low, indicating a lower potential for sediment to make it to the stream. Similarly, if the downslope path between the pixel and the stream is long, has lower slope and good vegetative cover, D_{dn} will be low.

IC is calculated as follows:

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (2.30)$$

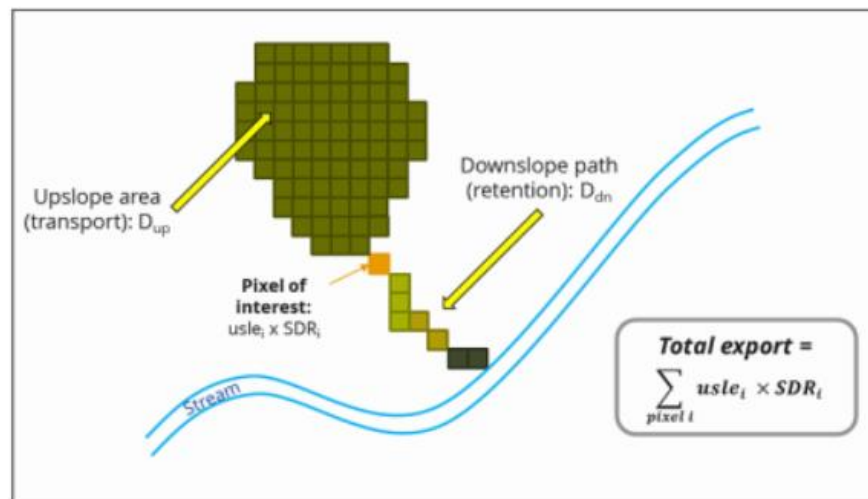


Figure 2. Conceptual approach used in the model. The sediment delivery ratio (SDR) for each pixel is a function of the upslope area and downslope flow path (Equations 3, 4, 5).

D_{up} is the upslope component defined as:

$$D_{up} = \bar{C}\bar{S}\sqrt{A} \quad (2.31)$$

where \bar{C} is the average C factor of the upslope contributing area, \bar{S} is the average slope gradient of the upslope contributing area (m/m) and A is the upslope contributing area (m^2). The upslope contributing area is delineated from the D-infinity flow algorithm (Tarboton, 1997).

The downslope component D_{dn} is given by:

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i} \quad (2.32)$$

where d_i is the length of the flow path along the i th cell according to the steepest downslope direction (m) (see Figure 2), C_i and S_i are the C factor and the slope gradient of the i th cell, respectively. Again, the downslope flow path is determined from the D-infinity flow algorithm (Tarboton, 1997).

To avoid infinite values for IC , slope values S are forced to a minimum of $0.005 m/m$ if they occur to be less than this threshold, and an upper limit of $1 m/m$ to limit bias due to very high values of IC on steep slopes. (Cavalli et al., 2013).

Step 2 The SDR ratio for a pixel i is then derived from the conductivity index IC following (Vigiak et al., 2012):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)} \quad (2.33)$$

where SDR_{max} is the maximum theoretical SDR, set to an average value of 0.8 (Vigiak et al., 2012), and IC_0 and k are calibration parameters that define the shape of the SDR- IC relationship (which is an increasing function). The effect of IC_0 and k on the SDR is illustrated below:

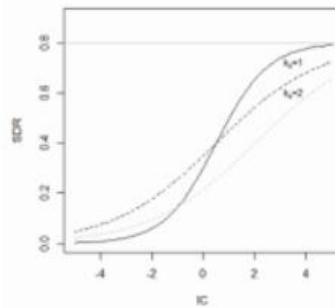


Figure 3. Relationship between the connectivity index IC and the SDR. The maximum value of SDR is set to $SDR_{max} = 0.8$. The effect of the calibration are illustrated by setting $k_0 = 1$ and $k_0 = 2$ (solid and dashed line, respectively), and $IC_0 = 0.5$ and $IC_0 = 2$ (black and grey dashed lines, respectively).

Sediment Export

The sediment load (or export, as it is called in the model results) from a given pixel i E_i (units: $tons \cdot ha^{-1} yr^{-1}$), is the amount of sediment eroded from that pixel that actually reaches the stream. Sediment export is given by:

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i \quad (2.34)$$

The total catchment sediment export E (units: $\text{ton} \cdot \text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) is given by:

$$E = \sum_i E_i \quad (2.35)$$

E is the value used for calibration/validation purposes, in combination with other sediment sources, if data are available.

Optional Drainage Layer

In some situations, the index of connectivity defined by topography does not represent actual flow paths, which may be influenced by artificial connectivity instead. For example, sediments in urban areas or near roads are likely to be conveyed to the stream with little retention. The (optional) drainage raster identifies the pixels that are artificially connected to the stream, irrespective of their geographic position (e.g. their distance to the stream network). Pixels from the drainage layer are treated similarly to pixels of the stream network; in other words, the downstream flow path will stop at pixels of the drainage layer (and the corresponding sediment load will be added to the total sediment export).

Limitations

- Among the main limitations of the model is its reliance on the USLE (Renard et al., 1997). This equation is widely used but is limited in scope, only representing rill/inter-rill erosion processes. Other sources of sediment include gully erosion, streambank erosion, and mass erosion. A good description of the gully and streambank erosion processes is provided by Wilkinson et al. 2014, with possible modeling approaches. Mass erosion (landslide) is not represented in the model but can be a significant source in some areas or under certain land use change, such as road construction.
- A corollary is that the descriptions of the impact on ecosystem services (and any subsequent valuation) should account for the relative proportion of the sediment source from the model compared to the total sediment budget (see section on *Evaluating sediment retention services*)
- In addition, as an empirical equation developed in the United States, the USLE has shown limited performance in other areas – even when focusing on sheet and rill erosion. Based on local knowledge, users may modify the soil loss equation implemented in the model by altering the R, K, C, P inputs to reflect findings from local studies (Sougnéz et al., 2011).
- The model is very sensitive to the k and JCO parameters, which are not physically based. The emerging literature on the modeling approach used in the InVEST model (Cavalli et al., 2013; López-vicente et al., 2013; Sougnéz et al., 2011; Vigiak et al., 2012) provides guidance to set these parameters, but users should be aware of this limitation when interpreting the model's absolute values.
- Given the simplicity of the model and low number of parameters, outputs are very sensitive to most input parameters. Errors in the empirical parameters of the USLE equations will therefore have a large effect on predictions. Sensitivity analyses are recommended to investigate how the confidence intervals in input parameters affect the study conclusions.

Differences between the InVEST SDR model and the original approach developed by Borselli et al. (2008)

The InVEST SDR model is based on the concept of hydrological connectivity, as parameterized by Borselli et al. (2012). This approach was selected since it requires a minimal number of parameters, uses globally available data, and is spatially explicit. In a comparative study, Vigiak et al. (2012) suggested that the approach provides: "large improvement in predicting specific sediment yields, (ii) ease of implementation, (iii) scale-independency; and (iv) a

formulation capable of accounting for landscape variables and topology in line with sedimentological connectivity concepts". The approach has also been used to predict the effect of land use change (Jamshidi et al., 2013).

The following points summarize the differences between InVEST and the Borselli's model:

- The weighting factor is directly implemented as the USLE C factor (other researchers have used a different formulation, e.g. roughness index based on high-resolution DEM (Cavalli et al., 2013))
- The SDR_{max} parameter used by Borselli et al. is set to 0.8 by default to reduce the number of parameters. Vigiak et al. (2012) propose to define SDR max as the fraction of topsoil particles finer than coarse sand (<1 mm).

Evaluating Sediment Retention Services

Sediment Retention Services

Translating the biophysical impacts of altered sediment delivery to human well-being metrics depends very much on the decision context. Soil erosion, suspended sediment and deposited sediment can have both negative and positive impacts on various users in a watershed (Keeler et al, 2012). These include, but are not limited to:

- Reduced soil fertility and reduced water and nutrient holding capacity, impacting farmers
- Increase in treatment costs for drinking water supply
- Reduced lake clarity diminishing the value of recreation
- Increase in total suspended solids impacting health and distribution of aquatic populations
- Increase in reservoir sedimentation diminishing reservoir performance or increasing sediment control costs
- Increase in harbor sedimentation requiring dredging to preserve harbor function

Sediment Retention Index

An index of sediment retention is computed by the model as follows:

$$R_i \cdot K_i \cdot LS_i(1 - C_i P_i) SDR_i \quad (2.36)$$

which represents the avoided soil loss by the current land use compared to bare soil, weighted by the SDR factor. This index underestimates retention since it does not account for the retention from upstream sediment flowing through the given pixel. Therefore, this index should not be interpreted quantitatively. We also note that in some situations, index values may be counter-intuitive: for example, urban pixels may have a higher index than forest pixels if they are highly connected to the stream. In other terms, the SDR (second factor) can be high for these pixels, compensating for a lower service of avoided soil loss (the first factor): this suggests that the urban environment is already providing a service of reduced soil loss compared to an area of bare soil.

Quantitative Valuation

An important note about assigning a monetary value to any service is that valuation should only be done on model outputs that have been calibrated and validated. Otherwise, it is unknown how well the model is representing the area of interest, which may lead to misrepresentation of the exact value. If the model has not been calibrated, only relative results should be used (such as an increase of 10%) not absolute values (such as 1,523 tons, or 42,619 dollars.)

Sediment retention at the subwatershed level From a valuation standpoint, an important metric is the difference in retention or yield across scenarios. For quantitative assessment of the retention service, the model uses as a benchmark a hypothetical scenario where all land is cleared to bare soil: the value of the retention service is then based on the difference between the sediment export from this bare soil catchment and that of the scenario of interest. This output is termed "sed_retention" in the watershed summary table. Similarly, the sediment retention provided by different user-provided scenarios may be compared with the baseline condition (or each other) by taking the difference in sediment export between scenario and baseline. This change in export can represent the change in sediment retention service due to the possible future reflected in the scenario.

Additional sources and sinks of sediment As noted in the model limitations, the omission of some sources and sinks of sediment (gully erosion, stream bank erosion, and mass erosion) should be considered in the valuation analyses. In some systems, these other sources of sediment may dominate and large changes in overland erosion may not make a difference to overall sediment concentrations in streams. In other words, if the sediment yields from two scenarios differ by 50%, and the part of rill/inter-rill erosion in the sediment budget is 60%, then the actual change in erosion that should be valued for avoided reservoir sedimentation is 30% ($50\% \times .6$).

One complication when calculating the total sediment budget is that changes in climate or land use result in changes in peak flow during rain events, and are thus likely to affect the magnitude of gully and streambank erosion. While the magnitude of the change in other sediment sources is highly contextual it is likely to be in the same direction as the change in overland erosion: a higher sediment overland transport is indeed often associated with higher flows, which likely increase gully and bank erosion. Therefore, when comparing across scenarios, the absolute change may serve as a lower bound on the total impact of a particular climate or land use change.

Appendix 2 summarizes options to represent the additional sources and sinks of erosion in the model.

Replacement and avoided cost frameworks, versus willingness to pay approaches With many ecosystem service impacts, and sediment impacts in particular, monetary valuation is relatively simple if an avoided mitigation cost or replacement cost method is deemed appropriate. In this situation, beneficiaries are assumed to incur a cost that is a function of the biophysical metric (e.g., suspended sediment increases treatment costs). However, it is important to recognize that the avoided cost or replacement cost approaches assume the mitigating actions are worthwhile for the actor undertaking them. For example, if a reservoir operator deems that the costs associated with dredging deposited sediment are not worth the benefits of regaining lost storage capacity, it is not appropriate to value all deposited sediment at the unit cost of dredging. Similarly, an increase in suspended sediment for drinking water supplies may be met by increasing treatment inputs or switching to an alternate treatment technology. Avoiding these extra costs could then be counted as economic benefits. However, in some contexts, private water users may decide that the increase in sediment content is acceptable, rather than incur additional treatment expenses. They are economically worse off, but by not paying for additional treatment, the replacement cost approach becomes an upper bound on their economic loss. Their economic loss is also no longer captured by their change in financial expenditures, which further complicates the analysis.

Note, however, that this bounding approach may be entirely appropriate for initial assessment of the significance of different benefit streams i.e. if the most expensive approach does not have a significant impact, then there is no need to refine the analysis to utilize more detailed approaches such as willingness-to-pay (for consumers) or impacts on net revenues (for producers). However, if the impact is large and there is no good reason to believe that the relevant actors will undertake the mitigating activities, then a willingness-to-pay framework is the appropriate path to take. For an introduction to the techniques available, see http://ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm.

Time considerations Generally, economic and financial analysis will utilize some form of discounting that recognizes the time value of money, benefits, and use of resources. Benefits and costs that accrue in the future "count for less" than benefits and costs that are borne close to the present. It is important that any economic or financial analysis be cognizant of the fact that the SDR model represents only average annual impacts under steady state conditions. This has two implications for valuation. First, users must recognize that the impacts being valued may take some time to come about: It is not the case that the full steady state benefits would begin accruing immediately, even though many of the costs might be. Second, the annual averaging means that cost or benefit functions displaying nonlinearities on shorter timescales should (if possible) be transformed, or the InVEST output should be paired with other statistical analysis to represent important intra- or inter-annual variability.

Data Needs

This section outlines the specific data used by the model. See the Appendix for additional information on data sources and pre-processing. Please consult the InVEST sample data (located in the folder where InVEST is installed, if you also chose to install sample data) for examples of all of these data inputs. This will help with file type, folder structure and table formatting. Note that all GIS inputs must be in the same projected coordinate system and in linear meter units.

- **Digital elevation model (DEM)** (required). A GIS raster dataset with an elevation value for each cell. Make sure the DEM is corrected by filling in sinks, and compare the output stream maps with hydrographic maps of the area. To ensure proper flow routing, the DEM should extend beyond the watersheds of interest, rather than being clipped to the watershed edge. [units: meters]
- **Rainfall erosivity index (R)** (required). R is a GIS raster dataset, with an erosivity index value for each cell. This variable depends on the intensity and duration of rainfall in the area of interest. The greater the intensity and duration of the rain storm, the higher the erosion potential. The erosivity index is widely used, but in case of its absence, there are methods and equations to help generate a grid using climatic data. [units: $MJ \cdot mm \cdot (ha \cdot h \cdot yr)^{-1}$]
- **Soil erodibility (K)** (required). K is a GIS raster dataset, with a soil erodibility value for each cell. Soil erodibility, K, is a measure of the susceptibility of soil particles to detachment and transport by rainfall and runoff. [units: $tons \cdot ha \cdot h \cdot (ha \cdot MJ \cdot mm)^{-1}$]
- **Land use/land cover (LULC)** (required). LULC is a GIS raster dataset, with an integer LULC code for each cell. These LULC codes MUST match **lucode** values in the **Biophysical table**.
- **Watersheds** (required). A shapefile of polygons. This is a layer of watersheds such that each watershed contributes to a point of interest where water quality will be analyzed. Format: An integer field named *ws_id* is required, with a unique integer value for each watershed.
- **Biophysical table** (required). A .csv (Comma Separated Value) table containing model information corresponding to each of the land use classes in the LULC raster. *All LULC classes in the LULC raster MUST have corresponding values in this table.* Each row is a land use/land cover class and columns must be named and defined as follows:
 - **lucode** (Land use code): Unique integer for each LULC class (e.g., 1 for forest, 3 for grassland, etc.) *Every value in the LULC map MUST have a corresponding **lucode** value in the biophysical table.**
 - **usle_c**: Cover-management factor for the USLE, a floating point value between 0 and 1.
 - **usle_p**: Support practice factor for the USLE, a floating point value between 0 and 1.
- **Threshold flow accumulation** (required). The number of upstream cells that must flow into a cell before it is considered part of a stream, which is used to classify streams from the DEM. This threshold directly affects the expression of hydrologic connectivity and the sediment export result: when a flow path reaches the stream, sediment deposition stops and the sediment exported is assumed to reach the catchment outlet. It is important to choose this value carefully, so modeled streams come as close to reality as possible.
- k_b and IC_0 : Two calibration parameters that determine the shape of the relationship between hydrologic connectivity (the degree of connection from patches of land to the stream) and the sediment delivery ratio (percentage of soil loss that actually reaches the stream; cf. Figure 3). The default values are $k_b = 2$ and $IC_0 = 0.5$.
- SDR_{max} : The maximum SDR that a pixel can reach, which is a function of the soil texture. More specifically, it is defined as the fraction of topsoil particles finer than coarse sand ($1000 \mu m$; Vigiak et al. 2012). This parameter can be used for calibration in advanced studies. Its default value is 0.8.
- **Drainage layer (optional)** A raster with 0s and 1s, where 1s correspond to pixels artificially connected to the stream (by roads, stormwater pipes, etc.) and 0s are assigned to all other pixels. The flow routing will stop at these "artificially connected" pixels, before reaching the stream network, and the corresponding sediment exported is assumed to reach the catchment outlet.

Running the Model

To launch the Sediment model navigate to the Windows Start Menu -> All Programs -> InVEST [version] -> SDR. The interface does not require a GIS desktop, although the results will need to be explored with any GIS tool such as ArcGIS or QGIS.

Interpreting Results

The following is a short description of each of the outputs from the SDR model. Final results are found within the user defined Workspace specified for this model. "Suffix" in the following file names refers to the optional user-defined Suffix input to the model.

- **[workspace]** folder:
 - **Parameter log:** Each time the model is run, a text (.txt) file will be created in the Workspace. The file will list the parameter values and output messages for that run and will be named according to the service, the date and time, and the suffix. When contacting NatCap about errors in a model run, please include the parameter log.
 - **rklc_[Suffix].tif** (type: raster; units: tons/pixel): Total potential soil loss per pixel in the original land cover without the C or P factors applied from the RKLS equation, equivalent to the soil loss for bare soil.
 - **sed_export_[Suffix].tif** (type: raster; units: tons/pixel): The total amount of sediment exported from each pixel that reaches the stream.
 - **stream_[Suffix].tif** (type: raster): Stream network generated from the input DEM and Threshold Flow Accumulation. Values of 1 represent streams, values of 0 are non-stream pixels. Compare this layer with a real-world stream map, and adjust the Threshold Flow Accumulation so that **stream.tif** matches real-world streams as closely as possible.
 - **stream_and_drainage_[Suffix].tif** (type: raster): If a drainage layer is provided, this raster is the union of that layer with the calculated stream layer.
 - **usle_[Suffix].tif** (type: raster; units: tons/pixel): Total potential soil loss per pixel in the original land cover calculated from the USLE equation.
 - **sed_retention_[Suffix].tif** (type:raster; units: tons/pixel): Map of sediment retention with reference to a bare watershed.
 - **sed_retention_index_[Suffix].tif** (type: raster; units: tons/pixel, but should be interpreted as relative values, not absolute): Index of sediment retention, used to identify areas contributing more to retention with reference to a bare watershed. This is NOT the sediment retained on each pixel (see Section on the index in "Evaluating Sediment Retention Services" above).
 - **watershed_results_sdr_[Suffix].shp:** Table containing biophysical values for each watershed, with fields as follows:
 - **sed_export** (units: tons/watershed): Total amount of sediment exported to the stream per watershed. This should be compared to any observed sediment loading at the outlet of the watershed. Knowledge of the hydrologic regime in the watershed and the contribution of the sheetwash yield into total sediment yield help adjust and calibrate this model.
 - **usle_tot** (units: tons/watershed): Total amount of potential soil loss in each watershed calculated by the USLE equation.
 - **sed_retent** (units: tons/watershed): Difference in the amount of sediment delivered by the current watershed and a hypothetical watershed where all land use types have been cleared to bare soil.
- **[workspace]intermediate_outputs** folder:

- slope, thresholded_slope, flow_direction, flow_accumulation: hydrologic rasters based on the DEM used for flow routing (outputs from RouteDEM, see corresponding chapter in the User's Guide)
- ls_[Suffix].tif -> LS factor for USLE ((2.29))
- w_bar_[Suffix].tif -> mean weighting factor (C factor) for upslope contributing area
- s_bar_[Suffix].tif -> mean slope factor for upslope contributing area
- d_up_[Suffix].tif (and bare_soil) -> upslope factor of the index of connectivity (Eq. (2.31))
- w_[Suffix].tif -> denominator of the downslope factor (Eq. (2.32))
- d_dn_[Suffix].tif (and bare_soil) -> downslope factor of the index of connectivity (Eq. (2.32))
- ic_[Suffix].tif (and bare_soil) -> index of connectivity ((2.30))
- sdr_factor_[Suffix].tif (and bare_soil) -> sediment delivery ratio (SDR; Eq. (2.33))

Comparison with Observations

The sediment yield (`sed_export`) predicted by the model can be compared with available observations. These can take the form of sediment accumulation in a reservoir or time series of Total Suspended Solids (TSS) or turbidity. In the former case, the units are the same as in the InVEST model (tons per year). For time series, concentration data need to be converted to annual loads (LOADEST and FLUX32 are two software facilitating this conversion).

A global database of sediment yields for large rivers can be found on the FAO website: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/sediment/index.stm> Alternatively, for large catchments, global sediment models can be used to estimate the sediment yield. A review of such models was performed by de Vente et al. (2013).

A key thing to remember when comparing modeled results to observations is that the model represents rill-inter-rill erosion only. As indicated in the Introduction three other sources of sediment may contribute to the sediment budget: gully erosion, stream bank erosion, and mass erosion. The relative importance of these processes in a given landscape needs to be determined to ensure appropriate model interpretation.

For more detailed information on comparing with observations, and associated calibration, see Hamel et al (2015).

Appendix 1: Data Sources

This is a rough compilation of data sources and suggestions about finding, compiling, and formatting data, providing links to global datasets that can get you started. It is highly recommended to look for more local and accurate data (from national, state, university, literature, NGO and other sources) and only use global data for final analyses if nothing more local is available.

Digital Elevation Model (DEM)

DEM data is available for any area of the world, although at varying resolutions.

Free raw global DEM data is available from:

- The World Wildlife Fund - <http://worldwildlife.org/pages/hydrosheds>
- NASA: <https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp> (30m resolution); and easy access to SRTM data: <http://dwtkns.com/srtm/>
- USGS: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Alternatively, it may be purchased relatively inexpensively at sites such as MapMart (www.mapmart.com).

The DEM resolution may be a very important parameter depending on the project's goals. For example, if decision makers need information about impacts of roads on ecosystem services then fine resolution is needed. Also, note that all other inputs to the model will be resampled to match the resolution of the DEM.

The DEM resolution may be a very important parameter depending on the project's goals. For example, if decision makers need information about impacts of roads on ecosystem services then fine resolution is needed. The hydrological aspects of the DEM used in the model must be correct. Most raw DEM data has errors, so it's likely that the DEM will need to be filled to remove sinks. The QGIS Wang & Liu Fill algorithm (SAGA library) or ArcGIS Fill tool have shown good results. Look closely at the stream network produced by the model (**stream.tif**). If streams are not continuous, but broken into pieces, the DEM still has sinks that need to be filled. If filling sinks multiple times does not create a continuous stream network, perhaps try a different DEM. If the results show an unexpected grid pattern, this may be due to reprojecting the DEM with a "nearest neighbor" interpolation method instead of "bilinear" or "cubic". In this case, go back to the raw DEM data and reproject using "bilinear" or "cubic".

Rainfall Erosivity Index (R)

R should be obtained from published values, as calculation is very tedious. For calculation, R equals the annual average of EI values, where E is the kinetic energy of rainfall (in $MJ \cdot ha^{-1}$) and I30 is the maximum intensity of rain in 30 minutes (in mm.hr-1). A review of relationships between precipitation and erosivity index around the world is provided by Renard and Freimund (1994).

General guidance to calculate the R index can be found in the FAO Soils bulletin 70 (Roose, 1996): <http://www.fao.org/docrep/t1765e/t1765e0e.htm>. It is also possible that area- or country-specific equations for R have been derived, so it is worth doing a literature search for these.

In the United States, national maps of the erosivity index can be found through the United States Department of Agriculture (USDA) and Environmental Protection Agency (EPA) websites. The USDA published a loss handbook (<http://www.epa.gov/npdes/pubs/ruslech2.pdf>) that contains a hard copy map of the erosivity index for each region. Using these maps requires creating a new line feature class in GIS and converting to raster. Please note that conversion of units is also required: multiplication by 17.02 is needed to convert from US customary units to $MJ \cdot mm \cdot (ha \cdot h \cdot yr)^{-1}$, as detailed in Appendix A of the USDA RUSLE handbook (Renard et al., 1997).

The EPA has created a digital map that is available at https://archive.epa.gov/esd/archive-nerl-csd1/web/html/wemap_mm_sl_rusle_r_qt.html. The map is in a shapefile format that needs to be converted to raster, along with an adjustment in units.

Soil Erodibility (K)

Texture is the principal factor affecting K, but soil profile, organic matter and permeability also contribute. It varies from 70/100 for the most fragile soil and 1/100 for the most stable soil (in US customary units). Erodibility is typically measured on bare reference plots, 22.2 m-long on 9% slopes, tilled in the direction of the slope and having received no organic matter for three years.

Global soil data are available from the Soil and Terrain Database (SOTER) Programme (<http://data.isric.org>). They provide some area-specific soil databases, as well as SoilGrids globally (<https://www.isric.org/index.php/explore/soilgrids>).

The FAO also provides global soil data in their Harmonized World Soil Database: <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>, but it is rather coarse.

In the United States free soil data is available from the U.S. Department of Agriculture's NRCS SSURGO database: http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_053627

INVEST User's Guide, Release 3.5.0.post353+ndacbed04a229

The Soil Data Viewer (http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/home/?cid=nrcs142p2_053620) contains an ArcGIS extension that helps with pre-processing and downloading of the data. Highly recommended if you use ArcGIS and need to process U.S. soil data.

Please note that conversion of units may be required: multiplication by 0.1317 is needed to convert from US customary units to $\text{ton} \cdot \text{ha} \cdot \text{hr} \cdot (\text{ha} \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm})^{-1}$, as detailed in Appendix A of the USDA RUSLE handbook (Renard et al., 1997).

Alternatively, the following equation can be used to calculate K (Renard et al., 1997):

$$K = \frac{2.1 \cdot 10^{-4}(12 - a)M^{1.14} + 3.25(b - 2) + 2.5(c - 3)}{759} \quad (2.37)$$

In which K = soil erodibility factor ($t \cdot \text{ha} \cdot \text{hr} \cdot (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha})^{-1}$); M = (silt (%) + very fine sand (%))(100-clay (%)) a = organic matter (%) b = structure code: (1) very structured or particulate, (2) fairly structured, (3) slightly structured and (4) solid c = profile permeability code: (1) rapid, (2) moderate to rapid, (3) moderate, (4) moderate to slow, (5) slow and (6) very slow.

When profile permeability and structure are not available, soil erodibility can be estimated based on soil texture and organic matter content, based on the work of Wischmeier, Johnson and Cross (reported in Roose, 1996). The OMAFRA fact sheet summarizes these values in the following table (<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.htm>):

	Average OMC	OMC<2%	OMC>2%
Clay	0.22	0.24	0.21
Clay loam	0.3	0.33	0.28
Coarse sandy loam	0.07	0.07	0.07
Fine sand	0.08	0.09	0.06
Fine sandy loam	0.18	0.22	0.17
Heavy clay	0.17	0.19	0.15
Loam	0.3	0.34	0.26
Loamy fine sand	0.11	0.15	0.09
Loamy sand	0.04	0.05	0.04
Loamy very fine sand	0.39	0.44	0.25
Sand	0.02	0.03	0.01
Sandy clay loam	0.2	0.2	0.2
Sandy loam	0.13	0.14	0.12
Silt loam	0.38	0.41	0.37
Silty clay	0.26	0.27	0.26
Silty clay loam	0.32	0.35	0.3
Very fine sand	0.43	0.46	0.37
Very fine sandy loam	0.35	0.41	0.33

The soil erodibility values (K) in this table are in US customary units, and require the 0.1317 conversion mentioned above. Values are based on the OMAFRA Fact sheet. Soil textural classes can be derived from the FAO guidelines for soil description (FAO, 2006, Figure 4).

A special case is the K value for water bodies, for which soil maps may not indicate any soil type. A value of 0 can be used, assuming that no soil loss occurs in water bodies.

Sometimes, soil maps may also have holes in places that aren't water bodies (such as glaciers.) Here, look at a land cover map to see what is happening on the landscape. If it is a place where erosion is unlikely to happen (such as rock

outcrops), a value of 0 may be used. However, if the area seems like it should have soil data, you can use a nearest neighbor GIS function, or manually set those areas to the dominant soil type that surrounds the missing data.

Land Use/Land Cover

A key component for all water models is a spatially continuous land use / land cover raster (LULC) grid. That is, within a watershed, all pixels should have a land use / land cover class defined. Gaps in data will create missing data (holes) in the output layers. Unknown data gaps should be approximated.

Global land use data is available from:

- NASA: https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table/mcd12q1 (MODIS multi-year global landcover data provided in several classifications)
- The European Space Agency: <https://www.esa-landcover-cci.org> (Three global maps for the 2000, 2005 and 2010 epochs)
- The University of Maryland's Global Land Cover Facility: <http://glcf.umd.edu/data/landcover/> (data available in 1 degree, 8km and 1km resolutions).

Data for the U.S. is provided by the USGS and Department of the Interior via the National Land Cover Database: <https://www.nrlc.gov/>

The simplest categorization of LULCs on the landscape involves delineation by land cover only (e.g., cropland, forest, grassland). Several global and regional land cover classifications are available (e.g., Anderson et al. 1976), and often detailed land cover classification has been done for the landscape of interest. Many countries have national LULC maps that can be used.

A slightly more sophisticated LULC classification involves breaking relevant LULC types into more meaningful types. For example, agricultural land classes could be broken up into different crop types or forest could be broken up into specific species. The categorization of land use types depends on the model and how much data is available for each of the land types. You should only break up a land use type if it will provide more accuracy in modeling. For instance, only break up 'crops' into different crop types if you have information on the difference in USLE C values between crops.

Sample Land Use/Land Cover Table

lucode	Land Use/Land Cover
1	Evergreen Needleleaf Forest
2	Evergreen Broadleaf Forest
3	Deciduous Needleleaf Forest
4	Deciduous Broadleaf Forest
5	Mixed Cover
6	Woodland
7	Wooded Grassland
8	Closed Shrubland
9	Open Shrubland
10	Grassland
11	Cropland (row Crops)
12	Bare Ground
13	Urban and Built-Up
14	Wetland
15	Mixed evergreen
16	Mixed Forest
17	Orchards/Vineyards
18	Pasture

P and C Coefficients

The support practice factor, P, accounts for the effects of contour plowing, strip-cropping or terracing relative to straight-row farming up and down the slope. The cover-management factor, C, accounts for the specified crop and management relative to tilled continuous fallow. These values will need to be obtained from a literature search. Several references on estimating these factors can be found online:

- USDA: RUSLE handbook (Renard et al., 1997)
- OMAFRA: USLE Fact Sheet <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.pdf>
- U.N. Food and Agriculture Organization <http://www.fao.org/docrep/T1765E/t1765e0c.htm>

Watersheds / Subwatersheds

To delineate watersheds, users can use the InVEST tool DelineateIT. Watershed creation tools are also provided with GIS software, as well as some hydrology models. It is recommended that you delineate watersheds using the DEM that you are modeling with, so the watershed boundary corresponds correctly to the topography.

Alternatively, a number of watershed maps are available online, e.g. HydroBASINS: <http://hydrosheds.org/>. Note that if watershed boundaries are not based on the same DEM that is being modeled, results that are aggregated to these watersheds are likely to be inaccurate.

Exact locations of specific structures, such as reservoirs, should be obtained from the managing entity or may be obtained on the web:

- The U.S. National Inventory of Dams: <http://nid.usace.army.mil/>
- Global Reservoir and Dam (GRaND) Database: <http://www.gwsp.org/products/grand-database.html>
- World Water Development Report II dam database: <http://wwdrii.sr.unh.edu/download.html>

Calibration Parameters IC_0 and k_b

IC_0 and k_b are calibration parameters that define the relationship between the index of connectivity and the sediment delivery ratio (SDR). Vigiak et al. (2012) suggest that IC_0 is landscape independent and that the model is more sensitive to k_b . Advances in sediment modeling science should refine our understanding of the hydrologic connectivity and help improve this guidance. In the meantime, following other authors (Jamshidi et al., 2013), we recommend setting these parameters to their default values ($IC_0 = 0.5$ and $k_b = 2$), and using k_b only for calibration (Vigiak et al., 2012).

For more detailed information on sensitivity analysis and calibration, see Hamel et al (2015).

Appendix 2: Representation of Additional Sources and Sinks of Sediment

The InVEST model predicts the sediment delivery only from sheetflow erosion, thus neglecting other sources and sinks of sediment (e.g. gully erosion, streambank, landslides, stream deposition, etc.), which can affect the valuation approach. Adding these elements to the sediment budget requires good knowledge of the sediment dynamics of the area and is typically beyond the scope of ecosystem services assessments. General formulations for instream deposition or gully formation are still an area of active research, with modelers systematically recognizing large uncertainties in process representation (Hughes and Prosser, 2003; Wilkinson et al., 2014). Consultation of the local literature to estimate the relative importance of additional sources and sinks is a more practical approach to assess their effect on the valuation approach.

Type of erosion	Process	Representation
Gully erosion (connected to the stream)	If the gully is connected to the stream, it is essentially a small stream tributary and its contribution may therefore be considered as streambank erosion.	The optional drainage layer can be used to represent this direct connection of the gully to the stream. To obtain the total sediment export, gully contribution (known from other studies) is added to the subwatershed level output.
Gully erosion (disconnected from the stream)	If the gully is disconnected, eroded soil is deposited on land and may eventually reach the stream together with rill-inter-rill sediment.	The additional soil loss can be added in post-processing. If a map of gullies and their estimated contribution is available (e.g. Vigiak 2011, Wilkinson 2014), it may be used with the SDR layer to compute the sediment export.
Streambank erosion	Bank erosion is a function of soil erodibility and shear stress, i.e. the hydraulic forces applied to the channel. Detailed knowledge the bank height, and soil resistance to friction are necessary to inform a simple process-based model of these process.	The additional soil loss can be added in post-processing. If local information is available on the magnitude of streambank erosion (e.g. per unit length of stream), users can compute this values for each subwatershed based on the stream layer generated by the model, and then add the value to the InVEST sediment export values.
Landslides	Landslides occur in areas of high rainfall intensity and unstable slopes.	The additional soil loss can be added in post-processing.
In-stream deposition	Larger particles tend to be deposited in the stream before reaching the catchment outlet	A simple method based on the Rouse number is proposed by Pelletier (2012), which relates deposition probability to the channel slope and settling velocity.

References

- Bhattarai, R., Dutta, D., 2006. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale. *Water Resour. Manag.* 21, 1635–1647.
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena* 75, 268–277.
- Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L., 2013. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* 188, 31–41.
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil* 51, 427–433.
- De Vente J, Poesen J, Verstraeten G, Govers G, Vanmaercke M, Van Rompaey, A., Boix-Fayos C., 2013. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth-Science Rev.* 127 16–29
- FAO. 2006. Guidelines for soil description - Fourth edition. Rome, Italy.
- Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Sim, S., Mueller, C. 2015. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of the Total Environment* 524–525 (2015) 166–177.
- Hughes, A.O., Prosser, I.P., 2003. Gully and Riverbank erosion mapping for the Murray-Darling Basin. Canberra, ACT.

- Jamshidi, R., Dragovich, D., Webb, A.A., 2013. Distributed empirical algorithms to estimate catchment scale sediment connectivity and yield in a subtropical region. *Hydrol. Process.*
- Lopez-vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena* 102, 62–73.
- Oliveira, A.H., Silva, M.A. da, Silva, M.L.N., Curi, N., Neto, G.K., Freitas, D.A.F. de, 2013. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models, in: Intechopen (Ed.), *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*. p. 28.
- Pelletier, J.D., 2012. A spatially distributed model for the long-term suspended sediment discharge and delivery ratio of drainage basins 117, 1–15.
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., Yoder, D., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation.*
- Renard, K., Freimund, J., 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *J. Hydrol.* 157, 287–306. Roose, 1996. Land husbandry - Components and strategy. *Soils bulletin* 70. Rome, Italy.
- Sougnuez, N., Wesemael, B. Van, Vanacker, V., 2011. Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain. *Catena* 84, 1–11.
- Tarboton, D., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resour. Res.* 33, 309–319.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., McInnes, J., Roberts, A.M., 2012. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology* 138, 74–88.
- Wilkinson, S.N., Dougall, C., Kinsey-Henderson, A.E., Searle, R.D., Ellis, R.J., Bartley, R., 2014. Development of a time-stepping sediment budget model for assessing land use impacts in large river basins. *Sci. Total Environ.* 468–469, 1210–24.

2.2.7 Unobstructed Views: Scenic Quality Provision

Summary

The natural and scenic views of marine and coastal seascapes can contribute to the well-being of local communities in a number of ways. Scenic amenities play an important role in augmenting local economies by attracting visitors who support local businesses. The value of local property partially depends on attributes of its location and scenic views often increase local property values (Sanders and Polasky 2009, Bourassa et al. 2004, Benson et al. 2004). Local communities and their residents often become strongly attached to views and show fervent opposition to new development that has the potential to threaten the integrity of existing views and diminish the benefits drawn from those views (Ladenburg and Dubgaard 2009, Haggett 2011). The INVEST scenic quality model allows users to determine the locations from which new nearshore or offshore features can be seen. It generates viewshed maps that can be used to identify the visual footprint of new offshore development and calculates the value of the impacted visibility. Inputs to the viewshed model include: topography and bathymetry, locations of offshore facilities of interest, and the locations of viewers (e.g. population centers or areas of interest such as parks or trails). The model does not quantify economic impacts of altering the viewshed, but it can be adapted to compute viewshed metrics for use in a more detailed valuation study. A key limitation of the model is that it does not currently account for the ways in which vegetation or land-based infrastructure may constrain land areas that are visually affected by offshore development.

Introduction

Coastal ecosystems are increasingly dominated by human activities. This rise in human activities can compromise the unique scenic qualities associated with coastal and marine areas. The coastline and 'seascape' is an important economic asset that attracts visitors for tourism and recreation and contributes to the general quality of life for people living near the coast. Near and offshore development projects often raise considerable concern within the local