Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro

Ana Carolina Nascimento Santos

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

Piracicaba
2014

Ana Carolina Nascimento Santos
Engenheira Agrícola e Ambiental

Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **PETERSON RICARDO FIORIO**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

Piracicaba
2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Santos, Ana Carolina Nascimento
Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro / Ana Carolina Nascimento Santos.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.
97 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

1. Erosão 2. Valoração ambiental 3. Custo de reposição de nutrientes 4. Perda de solo I. Título

CDD 551.483
S237a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte -O autor"

À minha mãe, minha grande incentivadora,

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, por me iluminar em mais esta etapa da vida;

Aos meus pais, padrinhos e avós, pelo amor, pela dedicação e pelo exemplo;

À minha família, pelo amor, pela amizade e pela paciência nos momentos difíceis;

À Universidade de São Paulo e Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", pela oportunidade de realização do Curso;

Ao professor Peterson Ricardo Fiorio, pela orientação, confiança, compreensão, apoio e incentivo;

Aos professores do Departamento de Engenharia de Biossistemas, pelos ensinamentos;

Aos funcionários do Departamento de Engenharia de Biossistemas, pelo afeto e pelo suporte;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes pelo apoio financeiro;

Aos amigos da pós-graduação, Juliano, Júlio, Taila, Érica pela convivência e apoio e principalmente ao Pedro, sem ele teria sido impossível a realização deste trabalho;

Aos alunos do TopoGeo, sempre dispostos a ajudar;

Aos amigos Flávio e Adriana, por me receberem sempre com tanto carinho;

Ao Daniel e à Rochane, pelo incentivo e apoio;

A todos os companheiros e colegas da Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem da USP/ESALQ;

A todos aqueles, que de uma forma ou de outra, fizeram com que este trabalho chegasse ao fim.

SUMÁRIO

RESUMO 9
ABSTRACT 11
LISTA DE FIGURAS 13
LISTA DE TABELAS 15
LISTA DE SÍMBOLOS 17
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS 19
SUMÁRIO 7
1 INTRODUÇÃO 21
2 OBJETIVOS 23
2.1 Objetivo Geral 23
2.2 Objetivos específicos 23
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 25
3.1 Desenvolvimento Sustentável 25
3.2 Erosão do solo 26
3.2.1 Impactos da Erosão do Solo 27
3.2.2 Modelos de Estimativas da Erosão do Solo 29
3.2.3 Equação Universal de Perda de Solo 30
3.2.4 Tolerancia à Perda de Solo 32
3.3 Valoração Econômica de Bens Naturais 32
3.4 Método do Custo de Reposição 38
3.5 Estimativa econômica da perda de solo 38
4 MATERIAL E MÉTODOS 43
4.1 Área de Estudo 44
4.1.1 Clima 44
4.1.2 Relevo 45
4.1.3 Vegetação 45
4.1.4 Geologia 45
4.1.5 Pedologia 45
4.2 Dados Geográficos e SIG 47
4.3 Mapas Topográficos 47
4.4 Uso e Cobertura do Solo 49
4.5 Modelos de Perda de Solo 51

4.5.1 Fator de erosividade da chuva (R) 51
4.5.2 Fator erodibilidade dos solos (K)..... 52
4.5.3 Fator comprimento e declividade ou fator topográfico (LS) 53
4.5.4 Classificação de uso e cobertura do solo e fator uso (C) 54
4.5.5 Fator de práticas conservacionistas (P)..... 55
4.5.6 Tolerância à Perda de Solo..... 55
4.6 Valoração econômica da erosão do solo 55
4.6.1 Cálculo das perdas de nutrientes.....55
4.6.2 Cálculo das quantidade de fertilizantes necessárias para repor as perdas de nutrientes.56
4.6.3 Obtenção dos preços dos fertilizantes.....57
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....59
5.5 Uso e Cobertura do Solo.....59
5.2 Perda de solo 60
5.3 Tolerância 62
5.4 Custo de Reposição de Nutrientes.....65
5.4.1 Custo de Reposição de Cálcio e Magnésio.....65
5.4.2 Custo de Reposição de Fósforo.....66
5.4.3 Custo de Reposição de Potássio.....67
5.4.4 Custo de Reposição de Nitrogênio.....68
5.4.5 Custo Total de Reposição de Nutrientes.....70
5.5 Custo Efetivo de Perda de Solo.....71
5.5.1Custo Efetivo de Reposição de Cálcio e Magnésio.....71
5.5.2Custo Efetivo de Reposição de Fósforo.....73
5.5.3Custo Efetivo de Reposição de Potássio.....74
5.5.4Custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio.....75
5.5.5Custo Efetivo de Reposição de Nutrientes.....76
5.5.6 Comparação entre os custos estimados e os custos efetivos.....78
5.5.7 Comparação entre os custos nas áreas de cana-de-açúcar.....79
6 CONCLUSÕES 81
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....83
REFERÊNCIAS.....85
ANEXO 88

RESUMO

Análise do custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro

A erosão acelerada do solo constitui um processo importante de degradação dos solos e da água e no entanto as consequências econômicas dessas perdas são ainda pouco conhecidas. Este estudo objetivou analisar o emprego de um SIG na estimativa do valor monetário da perda de solo nas áreas de produção de cana-de-açúcar e pastagem na Microbacia Hidrográfica do Ceveiro (MHC). Para a realização da modelagem da erosão laminar foi utilizado a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) e para a estimativa do custo o método Custo de Reposição dos Nutrientes (CRN). A estimativa de perda de solo por erosão da MHC mostrou que 38,5% da área da microbacia apresenta perda de solo entre 0 e 10 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$; 20% na classe de 20 e 50 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$; 25% na classe de 50 e 100 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. Em 91% das áreas de cana-de-açúcar a perda de solo estimada é maior que a perda tolerável. O CRN estimado médio para as áreas de cana-de-açúcar foi R$ 285,64 $.ha^{-1}.ano^{-1}$ e de e R$27,21 $.ha^{-1}.ano^{-1}$ para as áreas de pastagem. Quando analisadas separadamente a cultura da cana-de-açúcar e a pastagem, o valor médio do CRN é de R$ 285,64. $ha^{-1}.ano^{-1}$ e R$ 27,21. $ha^{-1}.ano^{-1}$ respectivamente. Além disso, para ambas as culturas o nitrogênio é o nutriente com maior participação na composição do CRN estimado e efetivo, sendo responsável por aproximadamente 82% para as áreas de cana-de-açúcar. A aplicação do Custo de Reposição de Nutrientes por Sistema de Informação Geográfica forneceu indicadores que permitem a análise comparativa quanto ao custo de reposição de nutrientes perdidos por erosão.

Palavras-chave: Erosão; Valoração ambiental; Custo de reposição de nutrientes; Perda de solo

ABSTRACT

Analysis of the cost of soil erosion in the Ceveiro Watershed

Accelerated soil erosion is an important process of land and water degradation; however the economics consequences of these losses are still little known. This pourpose of this study was to analyze the use of a GIS to estimate the monetary value in the areas of sugarcane and pasture cultivation in the Ceveiro Watershed. Average annual soil loss rates had been estimated using the Universal Soil Loss Equation (USLE), and the monetary costs had been estimated using the Replacement Cost of Nutrients Method. The estimated soil loss by erosion of MHC showed that 38.5 % of the area of the watershed presents soil loss between 0 and 10 Mg ha $^{-1}$.year $^{-1}$; 20 % in the class of 20 and 50 Mg ha $^{-1}$.year $^{-1}$; 25 % in class 50 and 100 Mg. ha $^{-1}$.year $^{-1}$. In 91% of the areas of sugarcane the soil loss estimated is greater than the tolerable loss. The CRN estimated average for the areas of sugarcane was R$ 285.64 year $^{-1}$ .ha $^{-1}$ and R$ 27.21 year $^{-1}$ ha $^{-1}$ for pasture areas. When analyzed separately, the culture of sugarcane and pasture, the average value of the RCN is R$ 285.64. ha $^{-1}$ year^{-1} and R$ 27.21 . ha $^{-1}$ .year^{-1} respectively. Moreover, for both crops nitrogen is the nutrient with the highest participation in the composition of Estimate and Effective RCN, accounting for approximately 82 % to the areas of sugarcane. The application of the method of economic valuation of natural resources for Replacement Cost provides indicators that allow comparative analysis regarding the cost of replacing nutrients lost through erosion.

Keywords: Erosion; Environmental valuation; Replacement cost of nutrients; Soil loss

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma da metodologia adotada 44
Figura 2–Localização Geográfica da Microbacia do Ceveiro. 45
Figura 3–Mapa pedológico da Microbacia Hidrográfica do Ceveiro. (Fonte: Silva, 2000)..... 47
Figura 4–Curvas de nível digitalizadas em ambiente SIG, no detalhe à direita está a disposição das cartas topográficas (Extraído de Barros (2012)). 49
Figura 5–Mapa Hidrográfico da MHC (Extraído de Barros, 2012)). 50
Figura 6–Relação entre o teor de argila no solo e o valor de K estimado pelo método proposto por Lima et al. (2007). 54
Figura 7–Mapa de Uso e Cobertura do solo na MHC. 60
Figura 8–Mapa de estimativa de perda de solo na MHC 62
Figura 9–Mapa de tolerância à perda de solo na MHC. 63
Figura 10–Distribuição espacial das perdas dentro do tolerável e acima do tolerável 65
Figura 11–Distribuição espacial do custo de Reposição de Cálcio e Magnésio na MHC..... 66
Figura 12–Distribuição espacial do custo de Fósforo na MHC 68
Figura 13–Distribuição espacial do custo de Custo de Reposição de Potássio na MHC 69
Figura 14–Distribuição espacial do custo de Custo de Reposição de Nitrogênio na MHC 70
Figura 15–Distribuição espacial do custo de Custo de Reposição de Nutrientes na MHC..... 72
Figura 16–Distribuição espacial do custo de Custo Efetivo de Reposição de Cálcio e Magnésio na MHC 73
Figura 17-Distribuição espacial do custo de Custo Efetivo de Reposição de Fósforo na MHC 75
Figura 18–Distribuição espacial do custo de Custo Efetivo de Reposição de Potássio na MHC 76
Figura 19–Distribuição espacial do custo de Custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio na MHC 77
Figura 20–Distribuição espacial do custo de Custo de Reposição de Nutrientes descontadas as perdas toleráveis na MHC. 78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1–Métodos Usuais de Valoração dos Recursos Ambientais.....35
Tabela 2–Folhas, cadastro e articulação das cartas planialtimétricas 1:10000 utilizados no trabalho.....48
Tabela 3–Características das fotos aéreas para composição do par estereoscópico.....49
Tabela 4–Precipitação média mensal e os índices de erosividade médio mensais.....52
Tabela 5–Valores do fator C utilizados no trabalho.....55
Tabela 6 - Teor médio de nutrientes no fertilizante.....58
Tabela 7 – Distribuição das classes de uso Atual e cobertura do solo. 61
Tabela 8 – Estimativa de perda de solo na MHC separada por classe 62
Tabela 9 – Tolerância à perda de solo na MHC. 64
Tabela 10 - Perdas dentro do tolerável e acima do tolerável por classe de Uso e Cobertura do Solo.....65
Tabela 11 – Custo de Reposição de Ca e Mg 67
Tabela 12 – Custo de Reposição de fósforo 67
Tabela 13 – Custo de Reposição de Potássio 69
Tabela 14 – Custo de Reposição de Nitrogênio 71
Tabela 15 – Custo de Reposição de Nutrientes 72
Tabela 16 – Custo Efetivo de Reposição de Ca e Mg 74
Tabela 17 –Custo Efetivo de Reposição de P.....74
Tabela 18 – Custo Efetivo de Reposição de Potássio.....76
Tabela 19 – Custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio.....77
Tabela 20 – Custo Efetivo de Reposição de Nutrientes 79
Tabela 21 – Custo da erosão do solo na MHC. 79
Tabela 22 - Custo da erosão do solo nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem na MHC. 80

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Fator uso e manejo do solo (adimensional)
c	Comprimento da vertente (m)
D	Declividade (%)
EI30	Índice de Erosividade da chuva em 30 minutos ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$);
K	Fator erodibilidade do solo, em $Mg.ha^{-1}$/ ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$)
L	Fator comprimento de encosta (adimensional)
LS	Fator Topográfico (adimensional)
MO	Teor de matéria orgânica (%)
N	Teor de nitrogênio (%)
P	Fator práticas conservacionistas (adimensional)
Ppt	Média do total anual de precipitação (mm)
PA	Peso atômico do elemento (g)
QEF	Quantidade equivalente de fertilizante (adimensional ou %)
QNP	Quantidade de nutriente perdida (adimensional ou %)
r	Média do total mensal de precipitação (mm)
R	Fator erosividade da chuva ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$)
S	Fator de declive de encosta (Adimensional)
T	Teores dos íons (K^{+1}, Ca^{+2}, Mg^{+2}) ($mmol_c$);
TNF	Quantidade de Nutriente no referido fertilizante (adimensional ou %)
V	Valência do elemento (adimensional)
X	Fração de argila (%)
Y	Teores dos íons (K, Ca, Mg) (adimensional)
Ca	Elemento Cálcio
Mg	Elemento Magnésio
K	Elemento Potássio
P	Elemento Fósforo
N	Elemento Nitrogênio

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ARS	Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos da América
AVSWAT	*ArcView SWAT*
EPIC	*Erosion Productivity Imapct Calculator*
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
EUPS	Equação Universal de Perdas de Solo
FAO	*Food and Agriculture Organization*
HRC	*High Resolution Camera*
IAPAR	Instituto Agronômico do Paraná
IEA	Instituto de Economia Agrícola
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo
IPT	Instituto de Pesquisas Técnicas do Estado de São Paulo
LVef	Latossolo Vermelho Eutroférrico
MCC	Método de Custos de Controle
MCE	Método dos Custos Evitados
MCO	Método de Custo de Oportunidade
MCR	Método do Custo de Reposição
MCR	Método do Custo de Reposição
MCV	Método dos custos de viagem
MDE	Modelo Digital de Elevação
MDR	Método Dose-Resposta
MHC	Microbacia Hidrográfica do Ceveiro
MPH	Método de Preços Hedônicos
MPM	Método da Produtividade Marginal
MVC	Método de Valoração Contingente
RUSLE	Equação Universal da Perda de Solo Revisada
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SWAT	*Soil and Water Assessment Tool*
UNCED	Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas
USDA	Departamento de Agricultura Estadunidense
USDI	*Bureau of Land Management*
USLE	*Universal Soil Loss Equation*
UTM	Universal Transversa de Mercator

VE	Valor de Existência
VERA	Valor Econômico do Recurso Natural
VNU	Valor de Não Uso
VO	Valor de Opção
VU	Valor de Uso
VUD	Valor de Uso Direto
VUI	Valor de Uso Indireto
WCED	*World commission on environment development*
WEPP	*Water Erosion Prediction Project*

1 INTRODUÇÃO

O modelo de crescimento econômico, baseado na eficiência de ganhos de produção, gera desequilíbrios entre o consumo e a degradação dos recursos naturais, principalmente na atividade agropecuária. Nesse modelo, os ganhos de produtividade, advindos de novas tecnologias de produção, são anulados pela degradação dos recursos naturais. Neste contexto surge a necessidade de um modelo de crescimento econômico pautado na sustentabilidade, em que se conciliem os ganhos econômicos com a preservação ambiental.

A atividade agropecuária é reconhecida como grande agente de degradação dos recursos ambientais. Dentre essas formas, destaca-se a erosão hídrica, considerada como a forma mais séria de degradação dos solos. A erosão é o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo ocasionado pela ação da água, nesse processo são carreados nutrientes, matéria orgânica e defensivos agrícolas.

A erosão hídrica provoca efeitos tanto dentro da unidade produtiva (efeitos internos) como fora dela (efeitos externos). Esses efeitos causam consequências econômicas importantes, como redução da produtividade, perda de nutrientes, e ainda consequências ambientais, uma vez que o aporte de sedimentos e nutrientes aos cursos d'água é responsável pela poluição dos recursos hídricos, constituindo grave problema do ponto de vista ambiental.

A estimativa da erosão é em geral, feita a partir de modelos, como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e suas variações RUSLE, MUSLE, o *Water Erosion Prediction Project* (WEEP), entre outros. Tais modelos permitem a análise de grandes áreas e a simulação de diversos cenários de uso e ocupação, facilitando o estudo do uso adequado do recurso solo.

É importante estudar os impactos internos e externos da erosão, assim como suas consequências econômicas porque a maior parte dos alimentos consumidos pelo homem é obtida na agricultura. Nesse sentido, a valoração econômica dos efeitos da erosão do solo tem grande importância para a sociedade, pois permite a conscientização da necessidade da adoção de práticas de manejo conservacionistas.

Este trabalho visa contribuir ao entendimento das consequências econômicas da erosão hídrica acelerada do solo. Para isso, foi analisado o valor monetário da perda de nutrientes nas áreas de produção de cana-de-açúcar e pastagem em uma bacia hidrográfica. Esse impacto foi então comparado ao valor da perda de solo caso a erosão ficasse restrita aos seus limites máximos toleráveis.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o uso de Sistema de Informação Geográfica na estimativa do custo da erosão do solo nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem na MHC, utilizando a Equação Universal da Perda de Solo.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar a perda de solo na MHC;
- Estimar o custo da reposição dos nutrientes em função do custo dos fertilizantes comerciais;
- Comparar o custo da perda de solo no uso atual com a perda de solo caso a erosão ficasse restrita aos níveis toleráveis.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Desenvolvimento Sustentável

O conceito de desenvolvimento sustentável surgiu em 1987, com a emissão do documento "Nosso Futuro Comum" pela Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas (UNCED). Segundo o documento, conhecido também como relatório Brundtland "o desenvolvimento sustentável consiste num conjunto de ações geradoras de processos inovadores para o uso dos recursos naturais, para o direcionamento dos investimentos e para orientação do desenvolvimento tecnológico, com o propósito de garantir a expectativa e o potencial de vida tanto das presentes como das futuras gerações" (WCED, 1987).

Aplicando o conceito de desenvolvimento sustentável ao setor agrícola, Romeiro (1998) afirma que a ideia básica é de que a agricultura deve ser não apenas economicamente eficiente, mas também ecologicamente aceitável e socialmente justa, preceitos que estão explicitados no conceito de agricultura sustentável proposto pela FAO (1991).

Segundo Lal (1999) o objetivo da agricultura sustentável é manter uma tendência de crescimento da produtividade, simultaneamente, preservando a capacidade produtiva dos solos e o equilíbrio do meio ambiente. Para isso é necessário caracterizar e quantificar os principais processos degradativos e identificar características de resiliência e restauração dos recursos solo e água que possam subsidiar planejamentos que incluam conservar os recursos ambientais, definindo políticas de encorajamento para o uso sustentável do recurso natural. O autor ainda afirma que a obtenção de alta produtividade e a manutenção ou melhoria da qualidade ambiental não são mutuamente excludentes nem difíceis de serem alcançadas.

Porém, segundo Altieri (1998), o modelo convencional de agricultura, tem se mostrado insustentável não só pelo aumento da pobreza e do aprofundamento das desigualdades sociais, mas também pelos impactos ambientais negativos causados pelo desmatamento continuado, pela redução dos padrões de diversidade preexistentes, pela intensa degradação dos solos agrícolas e pela contaminação química dos recursos naturais, entre outros impactos.

Faria (2012), corrobora a ideia de Altieri (1998) ao afirmar que existem provas suficientes de que o modo de produção agrícola atual pode não ser sustentável, isto é, de que os agroecossistemas podem perder a sua função de produção a longo prazo. Deste modo, a autora afirma ser necessário o desenvolvimento de indicadores capazes de medir a capacidade de sustentabilidade da agricultura. Neste sentido, a valoração econômica da erosão do solo

pode ser considerada um critério de avaliação dos impactos da produção agrícola no desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade.

3.2 Erosão do solo

A erosão dos solos é um problema em escala mundial e embora tenha maior gravidade nos países em desenvolvimento (KNOWLER, 2004; LAL, 2006; ORTIZ LOPEZ, 1997) continua sendo motivo de preocupação nos países desenvolvidos (CROSSON, 1997; GARDNER; RAUSSER, 2002).

Os movimentos conservacionistas nos Estados Unidos se iniciaram entre 1890 e 1920, porém, a pesquisa científica sobre a erosão do solo, sua conservação e seus impactos na economia teve maior impulso entre os anos de 1920 e 1930, nos Estados Unidos, lideradas pelo movimento conservacionista de Hugh Hammond Bennett, considerado o pai da conservação do solo.

No Brasil a preocupação com o combate a erosão do solo data da década de 1930, como resultado do esforço conjunto de pessoas e instituições de diversas partes do país (TELLES; GUIMARÃES; DECHEN, 2011).

A erosão do solo é um fenômeno natural e contínuo que se mantém normalmente em equilíbrio com o processo de formação dos solos. Este fenômeno decorre da tendência natural dos sistemas de atingir níveis sempre menores de energia, sendo que a intensidade do processo é função da interação de fatores climáticos, edáficos e biológicos. Entretanto, a ação antrópica pode acelerar o processo, rompendo o equilíbrio. Quando a camada original de vegetação que protege o solo é modificada ou removida há forte aceleração do processo erosivo comprometendo a qualidade multifuncional do solo (BLUM, 1997).

Bertoni e Lombardi Neto (2012) definem a erosão como o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo ocasionado pela ação da água e do vento sendo considerada a principal causa da degradação das terras agrícolas. PRUSKI (2009) salientam que no Brasil a erosão ocasionada pela ação da água é indiscutivelmente a forma de erosão mais importante.

Os processos erosivos deflagrados pela ação da água podem ser divididos em três diferentes formas: erosão laminar, erosão em sulcos e voçorocas. É consenso na literatura que a forma laminar de erosão é a mais danosa, esse processo retira camadas delgadas e uniformes do solo, oque o torna pouco perceptível, é considerada a forma mais danosa também por arrastar as partículas mais leves, que são as mais ativas e mais ricas. A erosão que ocorre

devido à concentração do escoamento superficial em determinados pontos do terreno é chamada de erosão em sulcos. As voçorocas acontecem devido à evolução do processo de erosão em sulcos, ou seja, é o resultado do escoamento concentrado em um mesmo sulco ao longo do tempo.

O desprendimento das partículas de solo no processo erosivo é definido como a liberação de partículas dos agregados presentes na superfície do solo. Essa liberação é provocada por forças aplicadas às partículas de solo por agentes erosivos, os quais são, principalmente, a energia de impacto das gotas da chuva e a força cisalhante do escoamento superficial (AMORIM, 2004)

Tal desprendimento das partículas de solo é um processo contínuo, ressaltando-se que as partículas, uma vez desprendidas, podem permanecer próximas ao agregado ou ser transportadas pelo escoamento superficial. Parte desses sedimentos pode ser depositada, durante o processo de transporte, dependendo principalmente de fatores como: lâmina de escoamento, declividade da superfície do solo, alterações na geometria da superfície

A suscetibilidade dos solos aos processos erosivos está relacionada com a resistência que os solos apresentam quanto à desagregação e ao transporte das partículas, estas características variam de acordo com a textura, a estabilidade dos agregados, a capacidade de infiltração, a quantidade de matéria orgânica e de outros atributos químicos.

A textura influi na capacidade de infiltração e absorção da água, e na maior ou menor coesão entre as partículas. Os solos de textura arenosa são normalmente mais porosos, o que facilita a rápida infiltração da água. Além disso, as partículas mais grosserias são mais resistentes ao transporte, devido à força necessária para o arraste. Entretanto, as partículas argilosas são mais resistentes à desagregação por causa da coesão da argila. Solos com muita quantidade de silte e areia fina geralmente são muito erodíveis (LAL, 1999)

3.2.1 Impactos da Erosão do Solo

De acordo com dados apresentados por Bertoni e Lombardi Neto (2012) no Brasil a perda anual de solo por erosão acelerada é de cerca de 500 milhões de toneladas, sendo que o estado de São Paulo responde por cerca de 25% da perda nacional, ou por 130 milhões de toneladas de terra, perdidas por erosão decorrente do uso intensivo ou indevido.

O escoamento da água sobre a superfície do solo transporta não só as partículas de solo em suspenção, mas também nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas

que além de causarem prejuízos diretos à produção agropecuária, provocam poluição dos cursos d'água (PRUSKI, 2009).

Telles et al. (2011) afirmam que embora a erosão seja historicamente apontada como um problema do ponto de vista da produção agropecuária, está associada também a questões de ordem ambiental, social e econômica. Sendo reconhecida como um sério empecilho para a segurança alimentar e grande entrave ao desenvolvimento sustentável.

Desta forma, os efeitos da erosão transcendem os limites da unidade de produção agrícola. Dentre os efeitos causados dentro da unidade de produção destacam-se a redução da produtividade e produção, gastos adicionais com a reposição de nutrientes, queda na renda do produtor e desvalorização das terras (CROSSON, 1997; URI, 2000).

Entre os efeitos fora da propriedade, podem ser destacados os problemas decorrentes do assoreamento dos recursos hídricos, como redução da capacidade dos rios, diminuição da vida útil de represas e aumento do risco de inundações e enchentes (CROSSON, 1997; PIMENTEL et al., 1995; URI, 2000)

Barroso e Silva (1992) apud Pruski (2009) ressaltaram que os principais problemas que ocorrem em cursos e reservatórios de água em decorrência do processo erosivo são:

- A redução da capacidade de armazenamento dos reservatórios devido à sedimentação, o que acarreta aumento do custo de construção das barragens, uma vez que em seu projeto se deve reservar parte da capacidade de armazenamento para os sedimentos que sofrem decantação.
- Redução do potencial de geração de energia elétrica em consequência da redução da capacidade de acumulação de água nos reservatórios.
- Elevação nos custos de tratamento de água.
- Desequilíbrio do balanço de oxigênio dissolvido na água e prejuízos para o crescimento de espécies aquáticas em razão da turbidez da água e da consequente redução da capacidade de propagação de luz.
- Aumento dos custos de dragagem dos cursos e reservatórios d'água.

3.2.2 Modelos de Estimativas da Erosão do Solo

Existem diversos fatores que influenciam a erosão do solo e a quantificação da erosão em campo é um trabalho moroso e caro. Devido à essa complexidade em se medir as taxas de erosão no campo, diversos modelos matemáticos tem sido desenvolvidos visando encontrar uma descrição mais adequada dos processos erosivos. Esses modelos evoluíram a partir da década de 50, com o surgimento da Equação Universal de Perdas do Solo (USLE).

Segundo Machado (2002) a USLE é a equação de estimativa de erosão mais conhecida e aplicada. Silva et al. (2010) afirmam que a USLE e suas variações ainda são uma referência no Brasil para a determinação da perda de solo. O objetivo básico da USLE é fazer previsões com base em séries de longos períodos de registro de dados pluviométricos para subsidiar o planejamento de práticas conservacionistas que que minimizem as perdas de solos a níveis toleráveis (LARSON et al., 1997).

Na busca de melhor entendimento do processo físico da erosão hídrica do solo modelos de predição da perda de solo com base física vem sendo desenvolvidos. Dentre os modelos desenvolvidos para estimar as perdas de solo, se destacam os modelos: WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*), EPIC (*Erosion Productivity Imapct Calculator*) e SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), motivo pelo qual será feita uma breve descrição.

O modelo WEPP é um pacote tecnológico de predição da erosão desenvolvido como resultado da iniciativa de quatro agências federais norte-americanas: USDA – Natural Resources Conservation Service, Agricultural Research Service, USDA – Forest Service e USDI – Bureau of Land Management, com o intuito de substituir a USLE por um modelo mais aperfeiçoado para a predição da perda de solo por erosão (LAFLEN; LANE; FOSTER, 1991).

Na modelagem para predição da perda de solo, pelo modelo WEPP, a erosão é separada em erosão entre sulcos e em sulcos. A erosão entre sulcos é descrita como o processo de desprendimento das partículas de solo pelo impacto das gotas de chuva, transporte pelo escoamento de lâmina rasa e liberação de sedimentos para os pequenos sulcos ou canais, enquanto a erosão em sulco é descrita como função da capacidade do escoamento em desprender os sedimentos, da capacidade de transporte do escoamento e da carga de sedimentos existentes no escoamento (FLANAGAN; NEARING, 1995).

O modelo ANSWERS consiste basicamente de dois modelos, que são usados para predição dos comportamentos hidrológico e erosivo de determinada área. Os conceitos

básicos para o modelo hidrológico foram desenvolvidos por Huggins e Monke (1968), enquanto na simulação da erosão é utilizada a equação de continuidade, proposta por Foster e Meyer (1972). Os processos descritos no modelo de predição da erosão utilizado pelo modelo ANSWERS consideram o desprendimento, o transporte e a deposição das partículas de solo.

O modelo EPIC foi desenvolvido para simular o efeito de estratégias de manejo agrícolas em recursos hídricos e produtividade de solos (PICINI et al., 2005). Segundo Sharpey e Willians (1990) o EPIC é um modelo matemático que simula a erosão e o crescimento das plantas, através da interação dos processos físicos, e relaciona-o com os componentes econômicos, possibilitando determinar os custos da erosão, além de indicar estratégias adequadas de manejo, uma vez que este modelo pode realizar simulações para centenas de anos, mostrando os efeitos das mudanças de manejo.

De acordo com Willians et al. (1990), o modelo EPIC, além de determinar o efeito da erosão sobre a produtividade, pode ser utilizado para resolver outros tipos de problemas, como, por exemplo, indicar os limites de tolerância de perdas de solo, avaliar o impacto das secas para as culturas e ainda estimar a lixiviação de nitrogênio de acordo com os tipos de solos e as condições climáticas, entre outros.

O modelo SWAT foi desenvolvido pelo serviço de pesquisa agrícola – ARS, dos Estados Unidos, no Texas, para predizer o impacto de mudanças no uso do solo para a água e sedimentos. Ele requer informações específicas sobre solos, topografia, clima e práticas de uso do solo dentro da bacia. O SWAT é uma ferramenta proveitosa, porque as bacias podem ser modeladas sem que haja nenhum dado monitorado. E também pode simular grandes bacias em um tempo relativamente curto (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994). O modelo SWAT tem sido utilizado com sucesso nos últimos anos na simulação do escoamento, das cargas de sedimentos e da qualidade da água em bacias hidrográficas.

3.2.3 Equação Universal de Perda de Solo

A Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) é um modelo de predição de perdas de solo por erosão hídrica, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) a partir da década de 70. A USLE é um dos modelos de erosão mais utilizados em todo o mundo, sendo caracterizado por uma equação empírica que é função de fatores que representam o clima, o solo, a topografia, o uso e o manejo do solo (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003). Este modelo permite o cálculo

da média anual de produção de sedimentos por unidade de área utilizando-se da seguinte equação:

$$A = RxKxLxSxCxP \quad (1)$$

Onde:

R - fator erosividade da chuva, em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$;

K - fator erodibilidade do solo, em $Mg.ha^{-1}$/ ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$);

L - fator comprimento de encosta, adimensional;

S - fator de declive de encosta, adimensional;

C - fator uso e manejo do solo, adimensional;

P - fator práticas conservacionistas, adimensional.

Os fatores L e S são de forma geral tratados de forma conjunta, por meio de um termo denominado fator topográfico, ou fator LS.

Diversos trabalhos visando a implementação e aplicação da USLE às condições brasileiras são encontrados na literatura (AMORIM; DA SILVA; PRUSKI, 2010; BERTONI; LOMBARDI, 2012; DENARDIN, 1990)

Sabe-se que os principais problemas na utilização da Equação Universal de Perda de Solo estão relacionados às metodologias para obtenção dos parâmetros da equação. Devido à sua base empírica, a aplicação da equação em situações diferentes daquelas para as quais foi desenvolvida requer a realização de pesquisa para obtenção dos componentes do modelo (FERNANDES, 1997; LOCH; ROSEWELL, 1992). Assim, a maior crítica quanto ao uso da equação é a obtenção de estimativas diferentes das condições reais quando utilizados parâmetros propostos para outras regiões.

Não representar os eventos de chuva isolados e os detalhes dos processos hidrológicos da erosão se constitui algumas das principais limitações da USLE (MACHADO, 2002).

Por se tratar de uma área de intenso cultivo da cultura da cana-de-açúcar, a MHC já foi objeto de diversos estudos em que a USLE ou suas variações foi utilizada..

Fiorio et al. (2000), analisou a cronologia do uso da terra e seu impacto no ambiente na MHC, nesse estudo foram utilizadas fotografias áreas dos anos 1962, 1965, 1978 e 1995. O principal impacto ambiental decorrente da ocupação desordenada da cana-de-açúcar identificado foi o assoreamento da represa da Vila de Ártemis, esta represa tinha por

finalidade o abastecimento de água para a vila. Segundo o autor, a represa, que quando implantada em 1978, apresentava 12ha de espelho d'água, em 1995 ocupava apenas 6ha.

Weill e Sparovek (2008a e 2008b), estudaram a erosão na microbacia, com enfoque à sensibilidade dos parâmetros dos fatores da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (a) e na proposição de um índice, chamado índice do tempo de vida do solo, para ser aplicado na interpretação da tolerância à perda de solo em áreas agrícolas. Considerando uma profundidade crítica do solo de 50 cm, o tempo de vida em 282,88 ha da bacia já apresentava tempo de vida igual a zero.

Em estudos mais recentes, Oliveira (2012), avaliou o uso de diferentes fontes de dados para elaboração do Modelo Digital de Elevação (MDE) na estimativa de perda de solo na MHC e Barros (2012), analisou a mudança do uso da terra na MHC e os impactos em diferentes cenários para adequação ambiental.

3.2.4 Tolerância à perda de solo

A tolerância à perda de solo representa a quantidade de solo que pode ser perdida pela erosão acelerada, expressa em unidade de massa por unidade de área no tempo, que mantém os seus níveis iniciais de fertilidade e com a equivalente produtividade, por longo período de tempo (Wischmeier e Smith, 1965).

Há diferentes métodos para calcular a tolerância, em geral as principais características para o estabelecimento dos limites de perda de solo estão relacionadas com a profundidade efetiva do solo e relação textural entre os horizontes subsuperficial e superficial.

3.3 Valoração Econômica de Bens Naturais

Determinar o valor econômico de um recurso ambiental é estimar o seu valor monetário em relação aos outros bens/serviços disponíveis na economia. No entanto, pela tentativa de se dar valor aos recursos ambientais e fornecer subsídios técnicos a sua exploração racional, usam-se técnicas de valoração econômica ambiental, fundamentados na teoria neoclássica do bem-estar e entendida como economia ambiental, no intuito de se desenvolver medidas de utilização sustentável no que tange ao possível e recente capital dos ativos ambientais (NOGUEIRA; DE MEDEIROS; DE ARRUDA, 2000). Portanto, o gestor terá de equacionar o problema de alocar um orçamento limitado frente a enorme quantidade de alocações de gastos possíveis e que visam diferentes opções de investimentos ou consumo (DA MOTTA, 1998).

Em geral, as decisões dos agentes econômicos ao desenvolverem suas atividades são avaliadas a partir de uma função de produção, o que denota a percepção destes agentes apenas dos custos privados de produção. Entretanto, há de se concordar que as atividades econômicas utilizam-se dos recursos ambientais, de forma direta ou indireta, como insumos em seus processos produtivos e que, por isso, o uso desses recursos desempenha funções com valor positivo dentro do sistema, contribuindo ao desenvolvimento econômico e social (BENAKOUCHE; SANTA CRUZ, 1994).

Sarcinelli (2008) afirma ser um erro tratar os recursos ambientais como se não tivessem valor econômico e que adotando esta postura, corre-se o risco de que o recurso seja utilizado excessivamente, resultando na sua completa degradação, o que afetaria o bem-estar das gerações presentes e futuras. Segundo Schweitzer (1990), a valoração ambiental é essencial na prevenção da degradação da maioria dos recursos naturais, antes que ultrapassem os limites da irreversibilidade.

Motta (1998) explica que, tradicionalmente, o Valor Econômico do Recurso Natural (VERA) é desagregado em Valor de Uso (VU) e valor de Não Uso (VNU). Os Valores de uso podem, por sua vez, serem desagregados em: Valor de Uso Direto (VUD) - quando o indivíduo se utiliza atualmente de um recurso, na forma de extração, visitação ou outra atividade de produção ou consumo direto; Valor de Uso Indireto (VUI) - quando o benefício atual do recurso deriva-se das funções ecossistêmicas, como, por exemplo, a proteção do solo e a estabilidade climática decorrente da preservação das florestas e Valor de Opção (VO) - quando o indivíduo atribui valor em usos direto e indireto que poderão ser optados em futuro próximo e cuja preservação pode ser ameaçada. Por exemplo, o benefício advindo de fármacos desenvolvidos com base em propriedades medicinais ainda não descobertas de plantas em florestas tropicais.

Motta (1998) define também o valor de não-uso (ou valor passivo) como o Valor de Existência (VE) que está dissociado do uso (embora represente consumo ambiental) e deriva-se de uma posição moral, cultural, ética ou altruística em relação aos direitos de existência de espécies não-humanas ou preservação de outras riquezas naturais, mesmo que estas não representem uso atual ou futuro para o indivíduo.

A taxonomia geral do valor econômico do recurso ambiental está disposta no Quadro 1.

Quadro 1 - Taxonomia geral do valor econômico do recurso ambiental

Valor Econômico do Recurso Ambiental			
Valor de Uso			Valor de Não-Uso
Valor de Uso Direto	Valor de Uso Indireto	Valor de Opção	Valor de Existência
Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje	Bens e serviços ambientais que são gerados de funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje	Bens e serviços ambientais de usos diretos e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro	Valor não associado ao uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruísticas

Fonte: Motta (1998)

Quanto aos métodos de valoração, eles são classificados em métodos da função de produção e métodos da função de demanda. São métodos da função de produção: métodos da produtividade marginal e de mercados de bens substitutos (reposição, gastos defensivos ou custos evitados e custos de controle) e métodos da função de demanda: métodos de mercado de bens complementares (preços hedônicos e do custo de viagem) e método da valoração contingente. Na Tabela 1 é apresentada a classificação dos métodos de valoração dos recursos ambientais.

Tabela 1 – Métodos Usuais de Valoração dos Recursos Ambientais

Classificação	Métodos	
Função de Produção	Produtividade Marginal	
	Mercado de Bens Substitutos	Custo de Reposição
		Custos Evitados
		Custos de Controle
	Custo de Oportunidade	
Função de Demanda	Mercado de bens complementares	Preços Hedônicos
		Custo de Viagem
	Valoração contingente	

Fonte: Motta(1998)

Os métodos de valoração ambiental têm sido utilizados com diferentes objetivos, e a escolha de cada técnica pode variar entre simples modelos conceituais para uma análise mais geral do comportamento de um dado sistema, a aplicações mais complexas, cujos objetivos podem avaliar diferentes variáveis, seus respectivos pesos e suas propostas de valoração a curto médio e longo prazo.

Segundo Romeiro (2011), os três atributos de um modelo, que permitem avaliar a eficiência da ferramenta da modelagem econômico-ecológica, são o realismo, na qual a simulação de um sistema de uma maneira qualitativamente realística; a precisão que simula um sistema de maneira quantitativamente precisa; e a generalidade que nada mais é do que a representação de um amplo intervalo de comportamentos sistêmicos com o mesmo modelo. Ainda segundo esse autor “Nenhum modelo poderá maximizar simultaneamente os três

atributos e a escolha de qual deles usar, dependerá dos propósitos fundamentais para os quais o modelo é utilizado".

Os métodos de valoração ambiental utilizados atualmente são relativamente novos e as variáveis envolvidas no processo podem não ser conhecidas ou serem parcialmente conhecidas. Dessa maneira, uma das justificativas para sua importância é a "análise do referencial teórico dos métodos de valoração econômica ambiental, posto que esse procedimento confere rigor científico aos trabalhos e cria um ambiente propício à discussão e ao aprimoramento das "técnicas" (NOGUEIRA et al., 2000).

Portanto, o sistema de preços de cunho ambiental produzidos pelos Métodos de Valoração Ambiental não definem a escala de uso do recurso, mas, ao contrário, é influenciado por ela e, depende, proporcionalmente, à sua escassez; ao avanço dos conhecimentos técnico-científicos que influenciará tanto os preços dos recursos naturais, na medida em que modifica a magnitude da escala até então considerada sustentável, bem como pode revelar a existência de novos bens ou serviços ecossistêmicos produzidos pelo recurso que está sendo valorado; e ou pela substituição econômico-tecnológica do recurso por outro de menor custo e mais fácil obtenção (ROMEIRO; MAIA, 2011).

Na metodologia da economia ambiental, Pearce (1993) afirma que existem quatro grupos de técnicas de valoração econômica desenvolvidos e que são amplamente utilizados, nos quais, o primeiro grupo é denominado de "abordagens de mercado convencional" que utilizam os preços de mercado como aproximação, semelhantemente aos métodos dos mercados reais de Hufschmidt et al. (1983). O segundo grupo é chamado de "funções de produção doméstica (ou familiar)", o terceiro de "métodos de preços hedônicos" e o quarto e último grupo é denominado pelo autor de "métodos experimentais".

Já Hanley e Spash (1993) separam os métodos de valoração ambiental em dois grupos apenas em que denomina a forma de valoração como métodos diretos e os métodos indiretos ou em função da produção. No primeiro grupo, denominado como método de valoração direta, inclui apenas o Método de Valoração Contingente (MVC); já no segundo grupo, cujo autor chama de métodos de valoração indireta, incluem duas vertentes e entre elas as metodologias do Método dos custos de viagem (MCV), e o Método de Preços Hedônicos (MPH) e também aquelas abordagens em função dos custos de produção, tais como o Método dos Custos Evitados (MCE), o Método do Custo de Reposição (MCR) e o Método Dose-Resposta (MDR) (NOGUEIRA et al., 2000).

Pugliesi (2007) afirma que os métodos de valoração direta se relacionam diretamente aos preços de mercado ou produtividade e são em geral, utilizados para valoração do consumo

de capital natural, pois há enfoque na contabilidade de estoques dos recursos naturais e também dedução da contabilidade de renda nacional ou regional. A autora completa que os métodos indiretos são aplicados quando um impacto ambiental, não pode ser valorado pelo comportamento do mercado, ou seja, consiste na construção de mercados hipotéticos da disposição a pagar ou pelo bem estar social propiciado pelo ambiente equilibrado e ou pela redução da degradação desse ambiente, em que se utilizam um mercado substitutivo definido pela análise dos comportamentos reais e as preferências individuais, que estão relacionadas às funções de utilidade.

Nem sempre existem informações suficientes para a estimativa do valor monetário de todos os bens e serviços ambientais de um recurso em jogo e que podem ser identificados pela avaliação do gestor e ou por ser próprio e intrínseco do método utilizado. Contudo, a avaliação gera um produto de cunho científico que pode valorar economicamente o recurso ou bem ambiental para o tomador de decisão e, principalmente, documenta e registra as dimensões ecológicas, econômicas e socioculturais de um dado recurso, ecossistema, patrimônio natural ou bem ambiental.

O MVC faz uso de consultas estatísticas à população para captar diretamente os valores individuais de uso e também de não uso atribuídos a um recurso natural. Simula um mercado hipotético, informando o entrevistado sobre os atributos do recurso a ser avaliado (cenário) e interrogando-o sobre sua disposição a pagar (DAP), a fim de prevenir uma alteração em sua provisão. A estimativa dos benefícios totais gerados pelo recurso ambiental será dada pela agregação das preferências individuais da população.

Cirino e Lima (2008) utilizaram o método de valoração do contingente na Área de Proteção Ambiental (APA) de São José em Minas Gerais com o objetivo de fornecer subsídios para a elaboração e consecução de políticas públicas e de projetos públicos e privados de conservação ou exploração sustentável do referido ativo, por meio da abordagem de Hanemann (1984) e o método de *bootstrapping*, para obter uma (DAP) mensal por família de R$ 22,88 com um desvio padrão relativamente baixo de R$ 3,25. Quanto à valoração contingente, 59,8% dos entrevistados estariam dispostos a contribuir, ao passo que 40,2% não mostraram esse interesse. Tal porcentagem de contribuição pode ser considerada significativa, levando em conta que a região de estudo encontra-se economicamente estagnada, com baixo nível médio de renda dos entrevistados que não se dispuseram a pagar a DAP proposta. Entretanto, apenas 4,3% daqueles que não demonstraram interesse na DAP, não se interessam pelo ecossistema contido na APA São José, sendo que as causas da não contribuição deveram-

se principalmente a motivos econômicos (52,2%) e ao viés de protesto contra o poder público (37,3%).

A Comissão Federal Regulatória de Energia (FERC) nos EUA enfrentou uma decisão de licenciamento ambiental em que a questão central era qual quantidade de água (vazão mínima) a empresa concessionária responsável deveria permitir fluir nas quedas das cachoeiras em uma área de recreação e qual seria o benefício recreativo que as cachoeiras poderiam proporcionar (o nome do local não foi publicado para proteção da FERC)[1]. Logo, o maior fluxo sobre as quedas resultaria em menos energia hidrelétrica gerada, mas o volume de água nas quatro cachoeiras e a beleza de suas quedas seria maior. Por meio de uma pesquisa de avaliação contingente determinou-se o valor que os visitantes estariam dispostos a pagar pela recreação das quedas d'água em detrimento do aumento dos níveis do reservatório e da geração de energia. No questionário havia fotos da cachoeira e o uma série de perguntas que, dentre elas, as mais importantes eram quanto os visitantes estavam dispostos a pagar pela visita e quantas vezes visitavam por ano o local. Surpreendentemente os resultados apresentaram um valor dez vezes maior que a vazão mínima para o período de verão e valores pagos pelos visitantes sensivelmente maiores em relação aos quilowatts gerados pela usina hidrelétrica (LOOMIS, 2000).

Os métodos indiretos são aplicados quando um impacto ambiental, um determinado elemento do ecossistema, ou mesmo todo um ecossistema não pode ser valorado, mesmo que indiretamente, pelo comportamento do mercado. Assim, estes métodos repousam sobre a utilização de um mercado de substituição definido pela análise dos comportamentos reais. Procura-se com eles, evidenciar as preferências individuais, que estão relacionadas às funções de utilidade. Incluem-se, principalmente, os métodos de valoração contingente, custos de viagens e os valores hedônicos. Em certos casos, quando mercados para bens e serviços ambientais não existem, ou não existem mercados alternativos para se proporem substituições, há a necessidade de se aplicarem métodos de valoração contingentes, ou seja, com certo grau de incerteza. Pode-se aplicar estes métodos para elementos da natureza, tal como a biodiversidade, patrimônio paisagístico, áreas de proteção ambiental, áreas de lazer, ou qualquer outra situação na qual não existam valores de mercado. A alternativa mais usada nestes casos é o método de disposição a pagar (MATTOS, 2005)

[1] http://www.resourcedecisions.net/pubs/FERC.pdf

3.4 Método do Custo de Reposição

O Método Custo de Reposição (MCR) apresenta uma das ideias intuitivas mais básicas quando se pensa em prejuízo: a reparação por um dano provocado. Assim, o MCR se baseia no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende esse custo como uma medida do seu benefício (PEARCE; PRETTY, 1993)

Segundo Nogueira, Medeiros e Arruda (2000), a abordagem do método do custo de reposição é correta nas situações em que a reparação do dano acontece por causa de alguma outra restrição, como exemplo a perda de fertilizantes do solo que obriga os produtores a repor tais fertilizantes perdidos visando manter a produtividade na área.

Rodrigues et al. (2001), afirmam que o método do custo de reposição é frequentemente utilizado como uma medida do dano causado. A sua operacionalização é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos causados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso utilizado numa função de produção, neste contexto trata-se do solo como fator de produção.

Maia et al. (2004), indicam que o método do custo de reposição é normalmente aplicado na valoração de recursos ambientais associados à cobertura e fertilidade do solo e que suas estimativas se baseiam em preços de mercado para repor ou reparar o bem ou serviço danificado, partindo do pressuposto que o recurso possa ser devidamente substituído, porém os mesmos autores ressaltam que uma das desvantagens do método é que, por maiores que sejam os gastos envolvidos na reposição, nem todas as complexas propriedades de um atributo ambiental serão repostas pela substituição do recurso, como por exemplo, a adubação química jamais irá repor integralmente toda a fertilidade do solo.

Segundo Bastos Filho (1995), o método do CRN é considerado um valor *proxy*[1] razoável frente ao problema da escassez de informações, como estimativa monetária da degradação de recurso solo. Embora esta afirmação tenha sido feita em 1995 ela continua atual uma vez que não há grande quantidade de trabalho sobre o tema.

3.5 Estimativa econômica da perda de solo

É muito difícil entender a magnitude dos problemas gerados pela erosão e as suas consequências para o ambiente e sociedade, sendo a erosão o principal fator responsável pela degradação dos solos. Problemas econômicos, ambientais e sociais gerados pela perda de solos, devido à diminuição da produtividade e qualidade dos produtos agrícolas, qualidade das

[1] Valor *Proxy* –valor que substitui aproximadamente o valor procurado

águas e sua disponibilidade para o uso, são muito difíceis de estimar (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

Há grande quantidade de trabalhos envolvendo estimativas de perdas de solo por erosão utilizado diferentes modelos e considerando diferentes condições de manejo, clima e uso do solo, como nos trabalhos de Weill e Sparovek (2008); Amorim et al. (2010) e Silva et al. (2011). No entanto, a maior parte destes trabalhos avalia apenas as taxas de perda de solos, não os efeitos econômicos gerados por essas perdas.

As primeiras estimativas dos custos da erosão do solo foram realizadas por Bennett (1933), nos Estados Unidos. O pesquisador utilizou informações sobre os custos da erosão do solo para mostrar aos produtores, sociedade e governo a necessidade e importância de se adotar práticas de manejo conservacionistas.

Os avanços da conservação do solo como ciência incluindo o desenvolvimento do sistema de capacidade de uso dos solos e da Equação Universal de Perdas de Solo permitiram o aumento das pesquisas relativas aos custos da erosão. Estudos realizados em diferentes locais como (Bennett, (1933) nos Estados Unidos e Marques et al. (1961) no Brasil; Pretty et al., (2000), no Reino Unido e Montanarella, (2007) na União Europeia, dentre outros) mostram a preocupação mundial com as consequências dos processos erosivos.

Como os efeitos da erosão podem ser divididos em efeitos dentro da propriedade e fora da propriedade, também os custos associados a esses efeitos são divididos em custos internos e externos à propriedade. Custos internos consistem nos custos envolvidos na reparação do dano na propriedade agrícola, como a perda de fertilidade do solo e a redução da produtividade; e custos externos são os custos fora da propriedade agrícola e que atingem toda a sociedade, redução da vida útil de usinas hidrelétricas, de canais de irrigação, de represas etc.

A divisão em custos internos e externos pode acarretar em uma interpretação errônea quando se trata de avaliar quais agentes arcarão com tais custos. Se tratado dos custos internos, é comum considerar que apenas o produtor rural será o responsável (TELLES, 2011). De fato, as perdas econômicas decorrentes da degradação do solo em uma dada propriedade também serão pagas pela sociedade e não apenas pelo produtor. Isso ocorre devido ao fato do produtor transferir, ainda que em parte, seus custos de produção, no momento da venda do seu produto.

Ao se atribuir valores monetários aos recursos, torna-se possível medir os custos da sua utilização e com isso, fazer com que os preços de mercado se ajustem a sua melhor utilização, forçando os agentes a serem mais eficientes, evitando a sua total degradação.

Assim, valorar a erosão, com base no conceito de reposição de nutrientes, considerada como uma variável do valor do bem ou serviço que advém do meio é uma forma de medir o custo necessário para repor os nutrientes perdidos, decorrentes do processo, em equivalentes de fertilizantes na produção agrícola (HARTWICK, 1977).

No Brasil as primeiras pesquisas associando a erosão do solo a questões de ordem econômica foram feitas por Marques et al. (1961). Os autores estimaram os efeitos sobre a perda por erosão em diferentes tipos de solo, diferentes sistemas de preparo de solo, tipo de cultura e práticas conservacionistas. Foram determinadas as perdas de solo, o valor dos nutrientes (N, P, K), o tempo gasto em anos para que ocorra o desgaste de uma camada de 15 cm de profundidade e a perda de água comparando áreas de mata, pastagem, cultura de café e de algodão. Concluíram dessa forma que com a intensificação da atividade agrícola a erosão passou a ser a ser considerada, além de uma questão agrícola, um problema econômico de grandes proporções.

Já na década de 80 Silva et al. (1985) buscaram relacionar os efeitos da erosão do solo à produtividade e aos rendimentos dos produtores no nordeste brasileiro.

Pesquisadores do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) foram pioneiros na abordagem “direta” dos custos da erosão dos solos, tais pesquisas deram origem ao boletim técnico “Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná” (SORRENSON; MONTOYA, 1989).

Ortiz López (1997) analisou os custos privados e sociais da erosão do solo na bacia do rio Corumbataí estudando a perda de produtividade e a perda de nutrientes assim como o custo adicional do tratamento de água para o abastecimento urbano. Ele comparou os impactos das perdas estimadas com os produzidos, caso as perdas fossem mantidas em níveis toleráveis, e concluiu que se as perdas de solo fossem restritas aos seus limites toleráveis, os custos da erosão reduziriam em 84%.

Marques (1998) estudou os custos da erosão do solo em razão dos custos de reposição de nutrientes (custo interno) e dos custos devido ao assoreamento de represas de geração de energia elétrica (custo externo) em uma bacia hidrográfica do estado de São Paulo. Os custos internos foram calculados pela reposição dos nutrientes N, P e K, Ca e Mg considerando a perda de solo média igual a 9,6 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. O custo total da perda de solo estimado foi de U$ 151 $.10^3$ a 258.10^3 por ano.

A partir das estimativas de perda de solo e conhecendo-se o teor médio de fertilidade de determinada área, pode-se estimar a quantidade de nutrientes que está sendo perdida pelo processo erosivo (BELLINAZZI JR. et al. 1981 apud BASTOS FILHO, 1995). No entanto há

um problema nesse método devido à dinâmica do processo de erosão, onde os sedimentos transportados contém uma proporção maior de argilas e outras partículas finas do que o solo do qual se originaram (CLARK et al. 1985) causando um viés na medida de concentração de nutrientes carreados pelo processo erosivo.

Rodrigues (2005) comparou os custos da erosão do solo entre plantio convencional e plantio direto para as culturas de soja e milho na região do cerrado, demonstrando os benefícios econômicos e sociais de práticas agrícola conservacionistas. Os custos das perdas de solo no plantio direto estimado pelo autor é de U$ 38,39.ha^{-1} enquanto no plantio convencional U$ 165,73. ha^{-1}.

Bertol et al. (2007) também compararam os custos da erosão do solo em diferentes sistemas de manejo: preparo convencional, preparo mínimo e semeadura direta. Os autores concluíram que o valor monetário das perdas de dos nutrientes fósforo (P), potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg), por erosão hídrica foi relativamente elevado, independentemente do sistema de manejo. Na média dos tratamentos, o nutriente K teve maior participação no valor monetário total anual. O menor valor ocorreu na semeadura direta, seguida do preparo mínimo, no plantio convencional o valor monetário anual médio da perda de nutrientes foi aproximadamente 1,7 o valor da perda no método semeadura direta.

Sarcinelli et al. (2009) estudando os custos e benefícios da adoção de práticas conservacionistas em uma microbacia no estado de São Paulo concluíram que os benefícios econômicos decorrentes da adoção de práticas e medidas voltadas para a conservação do solo não são suficientes para incentivar a adoção de práticas conservacionistas uma vez que, no curto prazo, a lucratividade das atividades seria menor e que é necessário a formulação de políticas públicas de incentivo técnico e econômico para que ocorra uma ampla adoção dessas práticas.

Boardman (2006) afirma ser necessário que as pesquisas sobre os impactos e custos socioeconômicos da erosão do solo se intensifiquem para estimular a discussão sobre os impactos causados na atividade agropecuária, no meio ambiente, na economia e na sociedade em geral.

Pugliese et al. (2011) utilizaram o Método Custo de Reposição na valoração econômica dos efeitos da erosão em sistemas de manejo do solo e concluíram que o método de valoração por custo de reposição se traduz em um critério objetivo para avaliação da sustentabilidade econômica de sistemas de manejo do solo quanto ao controle da erosão. E também que em ensaios de longa duração, comuns nas pesquisas em erosão do solo, o método

pode ter como inconveniente ampla variação anual de preços de fertilizantes e corretivos e de mão-de-obra.

Andrade et al. (2011) demostraram os impactos técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar, avaliando o custo de reposição de nutrientes (P, K, Ca e Mg) em dois sistemas de colheita (cana crua e queimada) em Catanduva - SP, em área de 100ha. Os resultados evidenciaram maior perda de solo e de nutrientes por erosão nas áreas de cana queimada. Além disso, a cana queimada (corte manual), na média dos cinco cortes, perde 48,82% por hectare a mais de solo, 56,45% de potássio (K) e 60,78% de fósforo (P) do que a cana crua (corte mecanizado). O custo de reposição de nutrientes, em média, na cana queimada (R$ 33,92 $ha^{-1}.ano^{-1}$), foi superior ao da cana crua (R$ 21,12$ha^{-1}.ano^{-1}$).

Fernandes et.al. (2014) analisaram o custo externo da erosão em duas sub-bacias com diferentes percentuais de Mata Atlântica. A perda de solo foi calculada utilizando a USLE e transformada em aporte de sedimentos e comparada ao aporte de sedimentos observado no exutório das sub-bacias. A produção de sedimentos calculada e observada foi valorada considerando o custo de remoção de sedimentos do sistema de captação de água. Os autores concluíram que de forma geral o modelo utilizado não apresentou bom ajuste para a quantificação do aporte de sedimentos e que maior cobertura florestal reduz o aporte de sedimentos e gera mais serviços ambientais reduzindo os custos de retirada de sedimentos na captação de água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

No fluxograma representado na Figura 1 estão etapas para a execução deste trabalho, mostrando especificamente os procedimentos para obtenção de cada um dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), para a modelagem da erosão laminar e da estimativa do custo de reposição dos nutrientes.

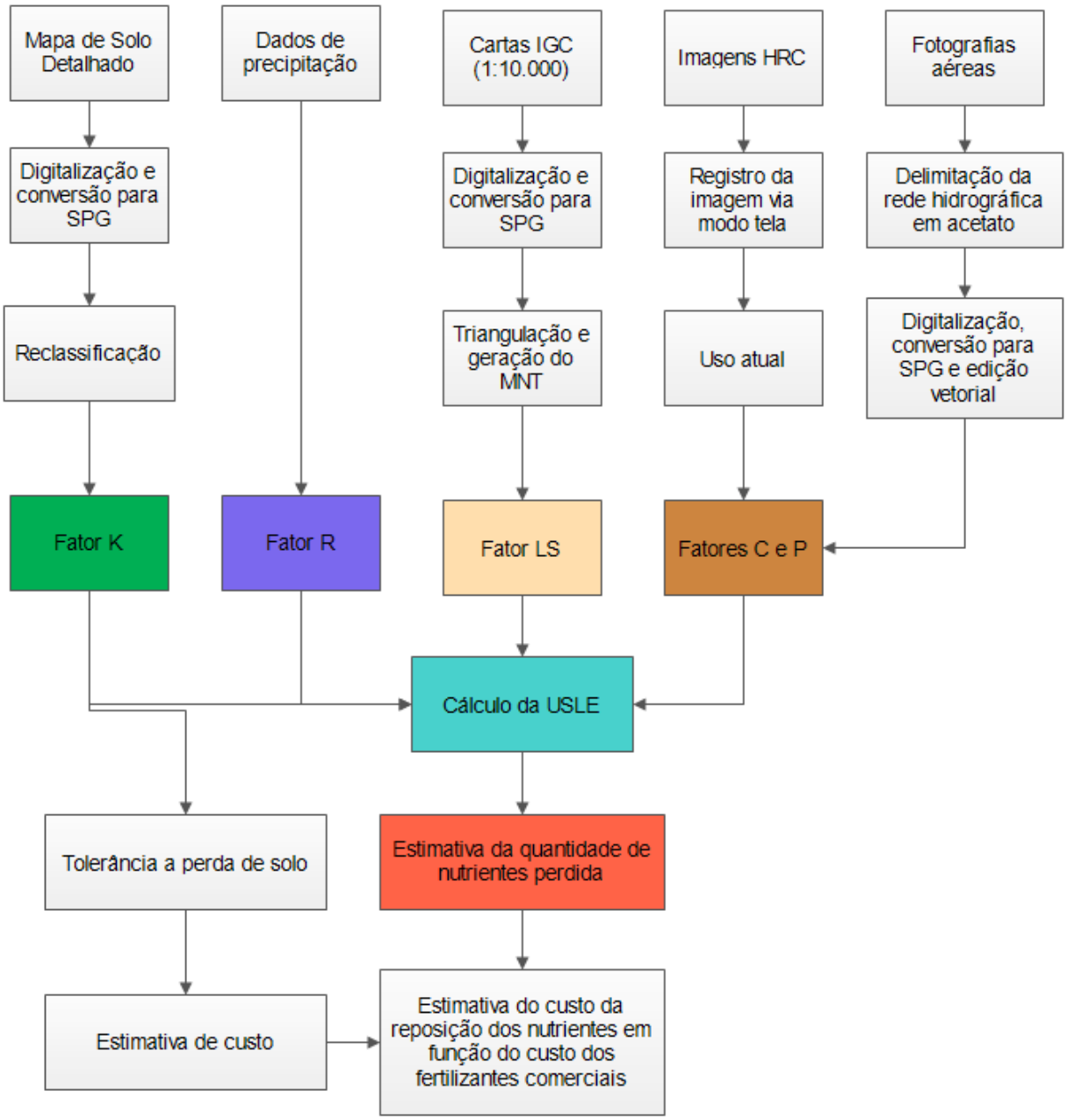

Figura 1 – Fluxograma da metodologia adotada

4.1 Área de Estudo

A área em que foi realizado este estudo compreende quase a totalidade da Microbacia Hidrográfica do Ceveiro, afluente do rio Piracicaba, estando inserida na Bacia do rio Paraná.

A MHC está situada entre as latitudes 22º 41’ 6.87’’ – 22º 36’ 50.68’’ sul e longitudes 47º 47’ 14.96’’ – 47º 41’ 59.48’’ oeste de Greenwich, Datum Córrego Alegre e constitui superfície de drenagem de aproximadamente 1.970ha (Figura 2).

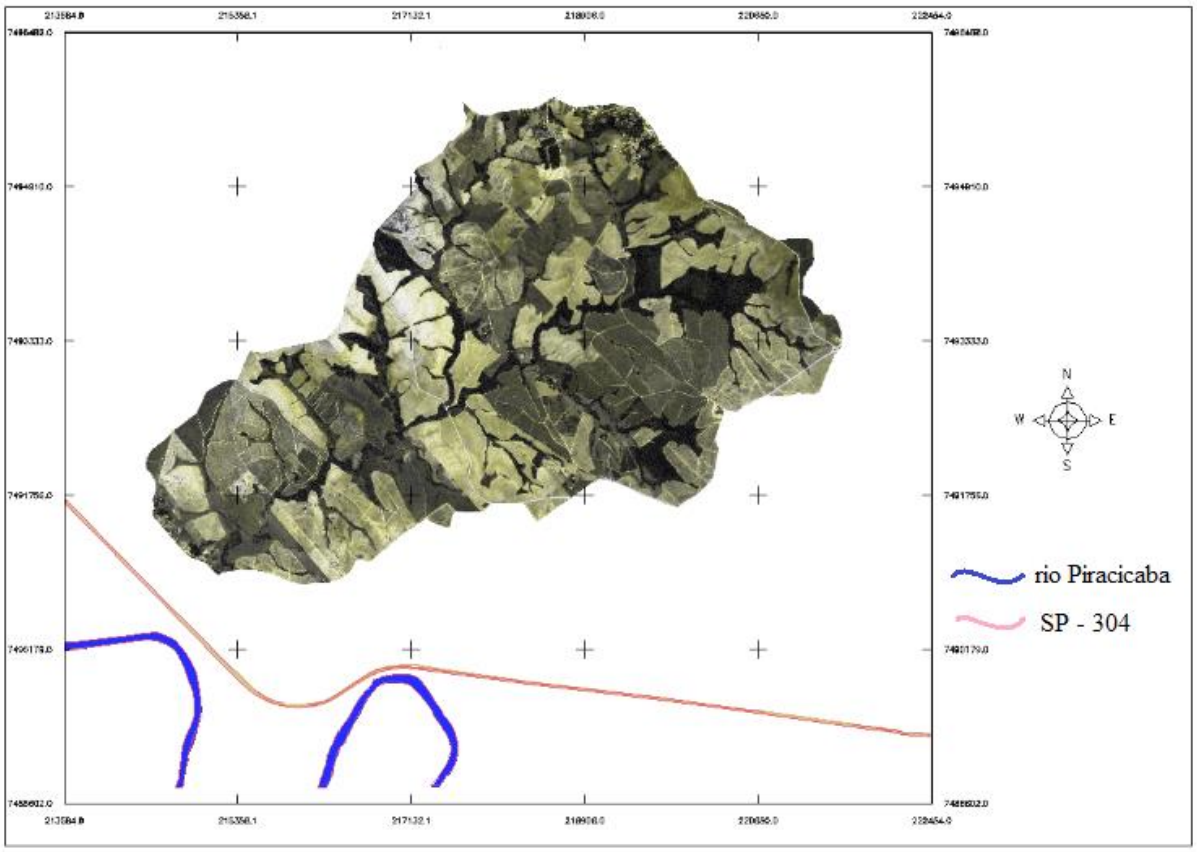

Figura 2 – Localização geográfica da Microbacia do Ceveiro

4.1.1 Clima

O clima, segundo o sistema de classificação Köppen, é mesotérmico de inverno seco (Cwa), com temperatura média anual de 21,5°C. A precipitação média anual é de 1.257mm, o período chuvoso compreende os meses de outubro a março, com precipitação média de 162,7mm por mês, e período seco compreendendo os meses de abril a setembro, com precipitação média de 46mm por mês.

4.1.2 Relevo

O relevo da bacia caracteriza-se por apresentar morros em cotas variando entre 460 e 580m de altitude, com classes de relevo ondulado. A declividade predominante nas encostas é de 10 a 15% e nos topos de 5%. As áreas com declividades menores que 2% se encontram em pequenas várzeas e topos de alguns morros, constituindo menos de 5% da área total (FIORIO et al., 2000).

4.1.3 Vegetação

A vegetação original é do tipo Floresta Mesófila Semidecídua, com ocorrência de ripárias nas margens dos cursos d'água. Atualmente essas vegetações são praticamente inexistentes, estando restrita a algumas partes da rede de drenagem que compõe o Córrego do Ceveiro e nas partes mais íngremes do relevo (FIORIO, 1998).

4.1.4 Geologia

A MHC está inserida na bacia do Paraná e apresenta coluna estratigráfica representada por sedimentos do Grupo São Bento e Grupo Passa Dois, As rochas encontradas são: arenitos da Formação Pirambóia e intrusivas básicas da Formação Serra Geral, ambas do Grupo São Bento e por siltitos, argilitos e folhelhos da Formação Corumbataí do Grupo Passa Dois (IPT, 1981).

As rochas da Formação Corumbataí, dão origem a cerca de 67% dos solos da bacia que ocorrem principalmente as margens do Ceveiro e ao lado esquerdo da bacia (sentido de observação montante à jusante). Nos topos, à direita da bacia, encontram-se com mais frequência os solos originados da Formação Pirambóia. A Formação Serra Geral, constituída por intrusões básicas, ocorre com maior intensidade na cabeceira da bacia, recobrindo a Formação Pirambóia (FIORIO, 1998).

4.1.5 Pedologia

O mapa de solos com maior nível de detalhamento existente para a área de estudo foi elaborado por Silva (2002) e está representado na Figura 3. Segundo a classificação utilizada por Silva (2000) eram encontradas 7 ordens de solo na MHC, a saber: ALISSOLOS, ARGISSOLOS, LUVISSOLOS, NITOSSOLOS, CAMBISSOLOS, NEOSSOLOS e GLEISSOLOS.

No entanto, em 2006 houve alterações no Sistema Brasileiro de Classificação de Solo em que uma das mudanças mais significativas foi a extinção da Ordem Alissolo, e

reestruturação dos Argissolos e Nitossolos (incorporando parte dos Alissolos). Posteriormente, em 2013, houve nova atualização do Sistema Brasileiro de Classificação de Solo e segundo esta classificação são encontradas 6 ordens de solo na MHC: ARGISSOLOS, LUVISSOLOS, NITOSSOLOS, CAMBISSOLOS, NEOSSOLOS e GLEISSOLOS

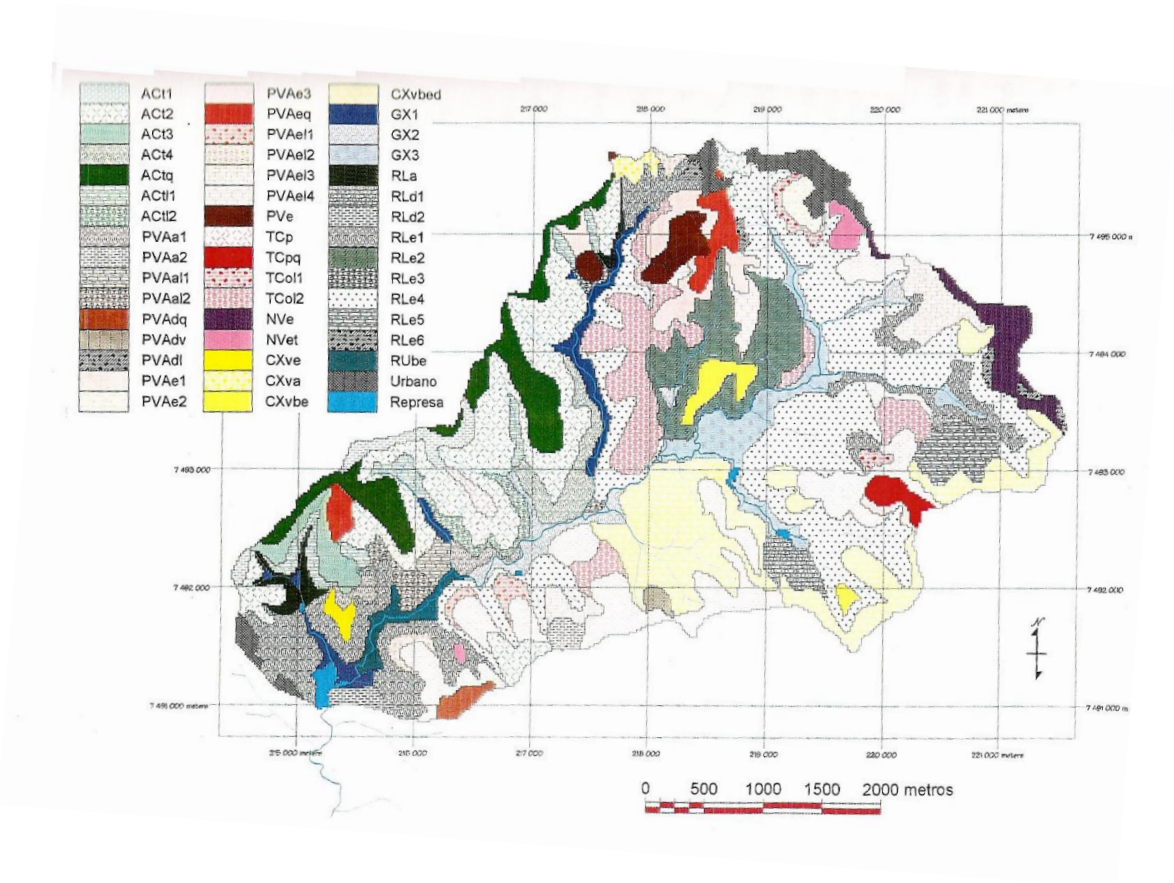

Figura 3 – Mapa pedológico da Microbacia Hidrográfica do Ceveiro
Fonte: Silva (2000)

4.2 Dados Geográficos e Ambiente SIG

O processamento dos dados geográficos foi feito utilizando o programa SPRING.

SPRING ou Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas, como descreve Felgueiras (2006), é um Sistema de Informações Geográficas (SIG) que foi desenvolvido na Divisão de Processamento de Imagens (DPI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) do Brasil.

O Sistema conta com três módulos, IMPIMA, SPRING e SCARTA, o módulo IMPIMA executa leitura de imagens digitais e converte imagens de formatos externos ao Sistema em arquivos compatíveis com o módulo SPRING. SPRING é o módulo principal de entrada, manipulação e transformação de dados geográficos, executando as funções relacionadas à criação, manipulação de consulta ao banco de dados, funções de entrada de

dados, processamento digital de imagens, modelagem numérica de terreno e análise geográfica de dados. Finalmente, SCARTA é o modulo para edição de cartas e geração de arquivos para impressão. Este módulo permite a apresentação em forma de documentos cartográficos, com edição de texto, legendas e elementos cartográficos.

4.3 Mapas Topográficos

Os dados cartográficos da Microbacia Hidrográfica do Ceveiro (limite, curvas de nível, rede de drenagem e pontos cotados) foram extraídos de Fiorio (2000) e Barros (2012). Tais elaborados utilizando-se as cartas planialtimétricas do Plano Geográfico do Estado de São Paulo. Foram utilizadas seis cartas na escala de 1:10.000, conforme Tabela 22, do Plano Geográfico do Estado de São Paulo elaborados pela Divisão de Geografia da Coordenadoria de Ação Regional da Secretaria de Economia e Planejamento do Governo de São Paulo.

As cartas foram confeccionadas a partir de levantamentos aerofotogramétricos realizados pela TerraFoto S.A. Atividades de Aerolevantamentos em 1978, com reambulação em campo entre 1978 e 1979. As curvas de nível são equidistantes em 5 metros. A projeção utilizada é a Universal Transversa de Mercator (UTM), referência horizontal Córrego Alegre - MG e referência vertical do Marégrafo de Imbituba, SC.

Tabela 2 – Folhas, cadastro e articulação das cartas planialtimétricas 1:10000 utilizados no trabalho

Número	Folha	Cadastro	Articulação
1	Córrego do Limoeiro	SF-23-Y-A-IV-1-NE-F	069/087
2	Vila Olímpia	SF-23-Y-A-IV-2-NO-E	069/088
3	Estância Lago Azul	SF-23-Y-A-IV-1-SE-B	070/087
4	Córrego das Ondas	SF-23-Y-A-IV-2-SO-A	070/088
5	Ártemis	SF-23-Y-A-IV-1-SE-D	071/087
6	Santa Terezinha do Piracicaba	SF-23-Y-A-IV-2-SO-C	071/088

As cartas planialtimétricas foram convertidas para o formato do programa SPRING, utilizando o módulo IMPIMA e georreferenciadas via modo teclado. Posteriormente foi realizada a digitalização das curvas de nível e inserção dos valores das respectivas cotas conforme Figura 4

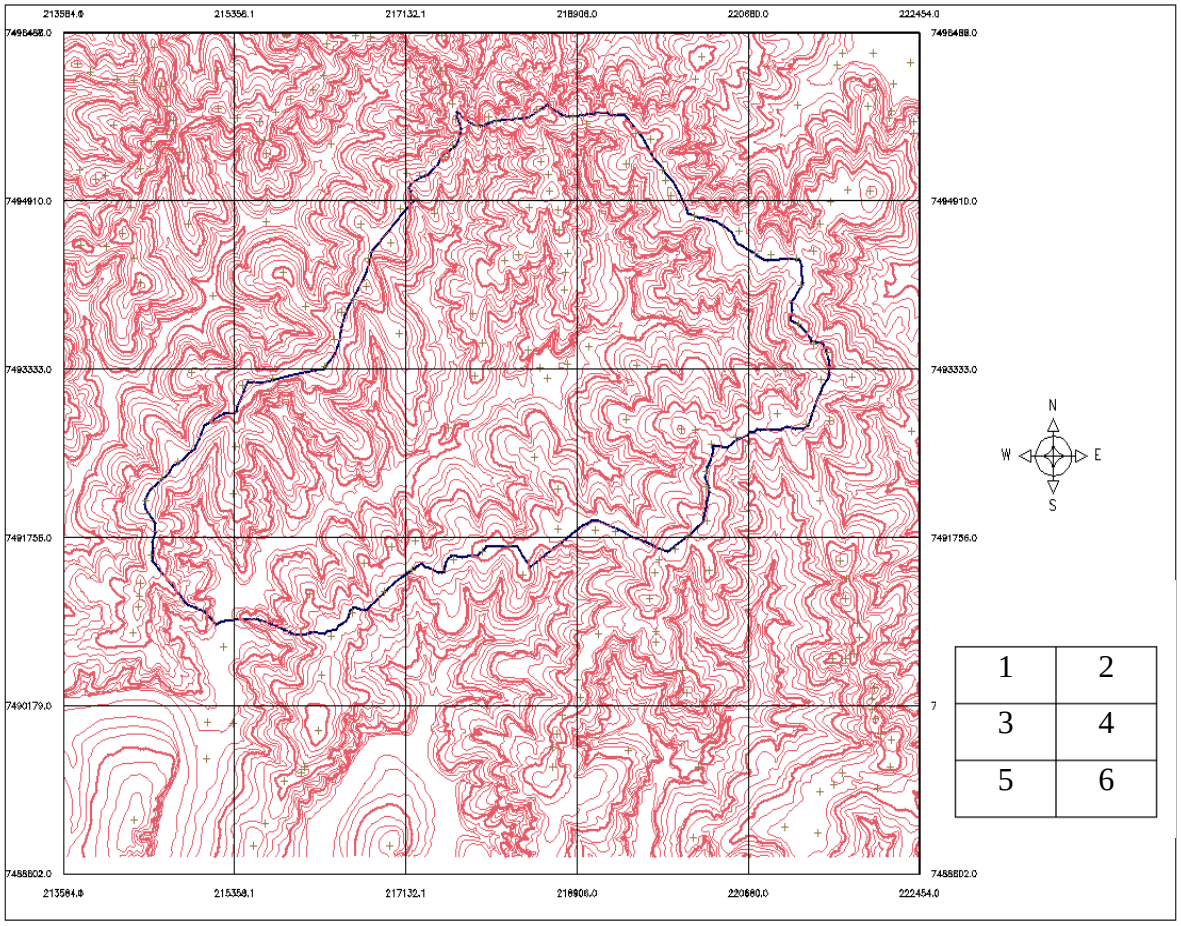

Figura 4 –Curvas de nível digitalizadas em ambiente SIG, no detalhe à direita está a disposição das cartas topográficas. Extraído de Barros (2012)

O mapa da rede hidrográfica foi elaborado a partir de fotografias aéreas de 2005. A rede hidrográfica foi identificada utilizando-se estereoscópio de espelho e traçada em folhas de acetato com pontos de controle para posterior registro via modo tela no SIG. A folha foi então digitalizada e convertida no módulo IMPIMA para o formato do SPRING. As feições foram então digitalizadas via modo vetorial tendo como referência as cartas topográficas.

Tabela 3 – Características das fotos aéreas para composição do par estereoscópico

Foto	Faixa	Escala	Latitude	Longitude
9384	29A	1:30.000	22º39’41”S	47º41’27”W
9385	29A	1:30.000	22º39’39”S	47º43’04”W
9386	29A	1:30.000	22º39’37”S	47º44’40”W
9387	29A	1:30.000	22º39’36”S	47º46’17”W

O mapa da rede de drenagem da MHC está representado na Figura 5.

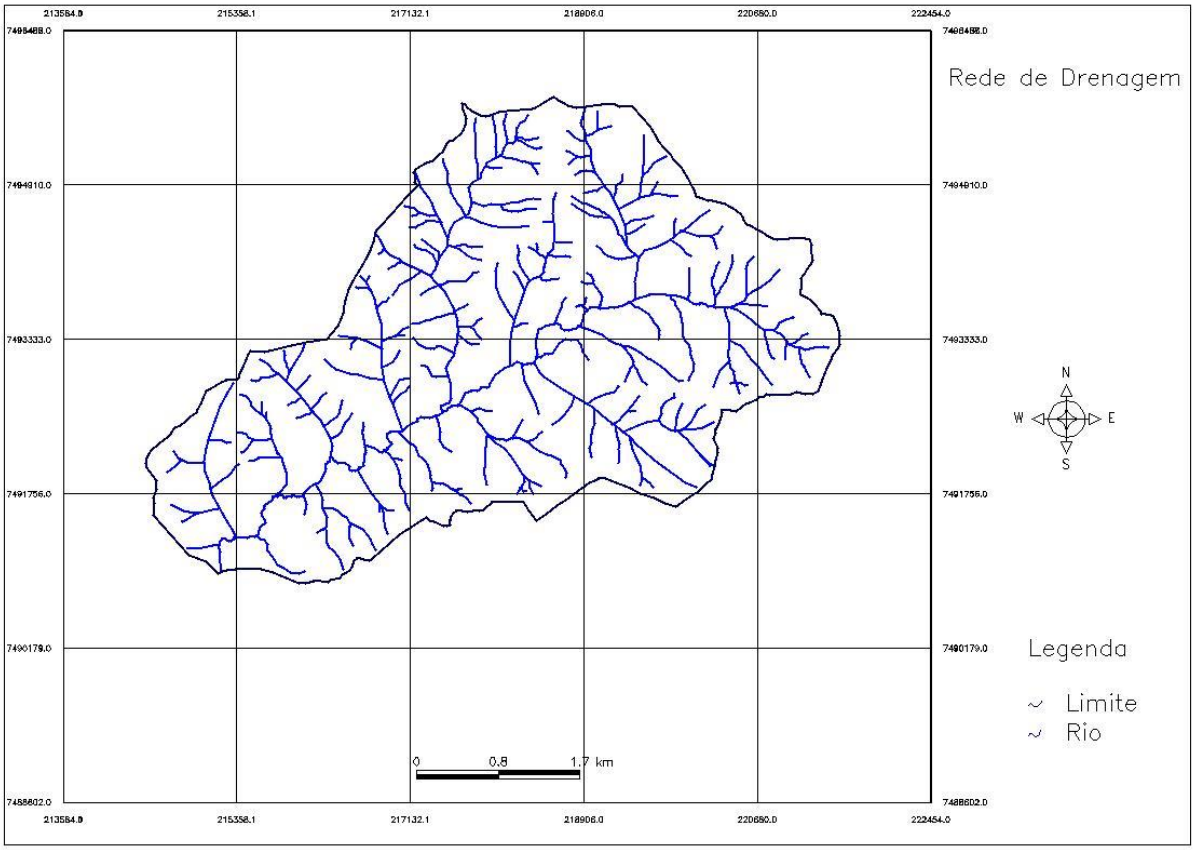

Figura 5 – Mapa hidrográfico da Microbacia do Ceveiro (MHC). Extraído de Barros, 2012)

4.4 Uso e Cobertura do Solo

Para o mapeamento do uso e cobertura do solo foram empregadas imagens orbitais obtidas pelos sensores HRC e CCD a bordo do satélite CBERS 2B. A cena utilizada é referente à passagem em 02 de fevereiro de 2010.

As bandas espectrais do sensor CCD utilizadas foram as bandas 1, 2 e 3: E a banda pancromática do sensor HRC. As imagens foram CCD foram restauradas para que ficassem com a resolução da imagem HRC, de 2,5 metros. Posteriormente, as imagens foram fundidas, as técnicas de fusão permitem integrar a melhor resolução espacial da banda pancromática com a melhor resolução espectral das demais bandas, produzindo imagens coloridas que reúnem ambas as características. A fusão das imagens no SPRING foi feita pela função Transformação.

As classes de Uso e Cobertura do Solo foram definidas com base no mapa de uso e cobertura do solo produzido por FIORIO (2000) e verificadas em visitas de campo. As classes estabelecidas foram:

(a) Cana-da-açúcar: áreas onde o solo estava coberto com cana-de-açúcar em diferentes estádios de desenvolvimento;

(b) Pasto: áreas utilizadas pela pecuária e também áreas cobertas por gramínea sem uso definido, estando sujeita à regeneração da vegetação;
(c) Reflorestamento: áreas ocupadas com florestas plantadas;
(d) Mata: abrange as áreas ocupadas pelas diferentes formações florestais nativas existentes na bacia.
(e) Urbano: áreas ocupadas com a predominância de construções;
(f) Corpos d'água: Compreende as áreas cobertas por água, com área maior que a resolução espacial das imagens empregadas.

A classificação do uso e ocupação do solo foi realizada por interpretação visual da imagem e digitalização em tela via edição matricial. Segundo Francisco e Almeida (2012) o uso exclusivo da interpretação visual para a classificação de cobertura da terra, dependendo da dimensão da área de estudo e da escala de análise, pode consumir uma grande quantidade de horas de trabalho, no entanto, dependendo do conhecimento do intérprete sobre a área de estudo, pode gerar mapas mais fidedignos.

No presente trabalho, como a área de estudo é relativamente pequena, a metodologia utilizada mostrou resultados confiáveis que foram verificados em visitas de campo, em que, foram demarcados pontos de controle com auxílio de GPS de navegação.

4.5 Modelagem da perda de solo

A estimativa da taxa atual de perda de solo (A) foi feita aplicando-se a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

$$A = RxKxLxSxCxP \qquad (1)$$

Sendo:

R - fator erosividade da chuva, em MJ mm ha^{-1} h^{-1};

K - fator erodibilidade do solo, em Mg ha^{-1}/ (MJ mm ha^{-1} h^{-1});

L - fator comprimento de encosta, adimensional;

S - fator de declive de encosta, adimensional;

C -fator uso e manejo do solo, adimensional;

P - fator práticas conservacionistas, adimensional.

4.5.1 Fator de erosividade da chuva (R)

O fator R é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva em provocar erosão, em uma área sem proteção (BERTONI; LOMBARDI, 2012).

Para obtenção do fator do fator de erosividade da chuva foram utilizados dados pluviométricos de séria histórica de 95 anos (1917 a 2012) cedidos pelo Departamento de Engenharia de Biossistemas da Escola Superior de Agricultura Luíz de Queiroz (ESALQ) e provenientes do posto meteorológico da ESALQ/ USP.

Os dados foram processados em planilha eletrônica e os índices de erosividade médio mensais (EI_{30}) foram obtidos conforme a Equação 2 proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), citado por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

$$EI_{30} = 67{,}355 * \left(\frac{r^2}{Ppt}\right)^{0{,}85} \qquad (2)$$

Sendo:

EI_{30} = média mensal do índice de erosividade, em MJ.mm/(ha.h);

r = média do total mensal de precipitação, em mm;

Ppt = média do total anual de precipitação, em mm.

Para determinação do fator R, os índices de erosividade médio mensais (EI_{30}), constantes na Tabela 2, foram somados conforme Equação 3:

$$R = \sum_{j=1}^{12} EI_{30j} \qquad (3)$$

Tabela 4 – Precipitação média mensal e os índices de erosividade médio mensais

Meses	Precipitação média mensal 1917/2012 (mm)	Média mensal de energia de erosão ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$)
Janeiro	231,38	1.611,91
Fevereiro	180,73	1059,07
Março	142,53	707,34
Abril	66,01	191,12
Maio	53,68	134,48
Junho	44,36	97,23
Julho	29,28	47,98
Agosto	29,03	47,29
Setembro	61,01	167,19
Outubro	110,67	460,10
Novembro	130,31	607,32
Dezembro	198,45	1.241,65
Total	1.277,43	R=6.372,67

O valor do fator R calculado, 6372,62 $MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$, foi atribuído a toda região da MHC, como feito por Weill (2008), Fiorio (2000) e Barros (2012) em estudo na mesma microbacia. O valor da erosividade calculado é compatível com os valores apresentados por Bertoni e Lombardi Neto (2012) para o fator erosividade da chuva no estado de São Paulo.

O valor de R foi atribuído à MHC em ambiente SIG via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

4.5.2 Fator erodibilidade dos solos (K)

Silva et al. (2000) explicam que existem basicamente três maneiras de se determinar o fator erodibilidade dos solos: (i) em condições de campo, sob chuva natural; (ii) nas mesmas condições que a anterior, porém sob chuva simulada; (iii) através de equações de regressão múltiplas que contenham, como variável independente, atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo. Nas duas primeiras situações o fator K é obtido através da relação entre a perda de solos e a erosividade da chuva. A quantificação é realizada em parcelas experimentais que é a unidade padrão preconizada na USLE. Na terceira abordagem as equações de regressão são desenvolvidas a partir da relação entre os atributos do solo e do fator K medido em campo. Depois são extrapoladas para outros perfis de solos da mesma classe.

O método indireto é bastante utilizado devido à dificuldade em obter dados a partir de observação direta com experimentação de campo (MARQUES et al.,1997; LIMA, 2007).

Neste trabalho, o fator K foi obtido empregando o modelo proposto por Lima et al., (2007) aos dados das análises de solos obtidas e que constam em Silva (2000), para cada unidade de solo mapeado e ilustrada na Figura 2. Por esse modelo, adaptado do método de Denardin (1990), o valor de K é obtido exclusivamente a partir do teor de argila, simplificando o método. A equação que descreve a relação entre o teor de argila e o fator K é um ajuste polinomial do valor de K determinado pelo método de Denardin (1990) com coeficiente de determinação 0,8073.

$$K = 0{,}00000055X^3 - 0{,}00008011X^2 + 0{,}00320292X - 0{,}00623688 \qquad (4)$$

Sendo:

K= erodibilidade estimada, em $Mg.ha.MJ^{-1}.mm^{-1}$;

X = % de argila.

A relação entre o valor de K o teor de argila assim como o coeficiente de determinação encontrados por Lima et al. (2007), estão representados na Figura 6. O erro relativo médio foi de 12,69%.

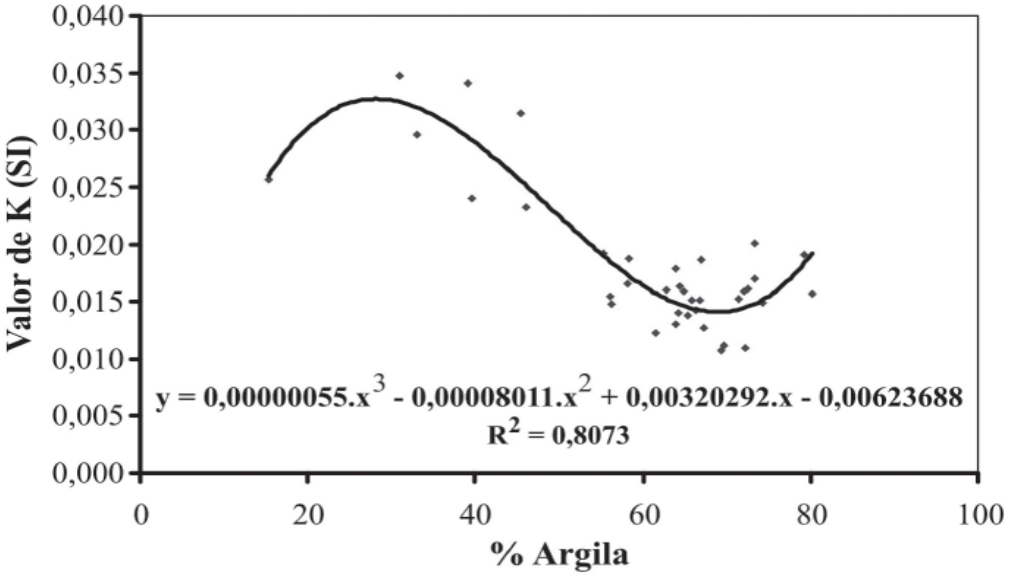

Figura 6 – Relação entre o teor de argila no solo e o valor de K estimado pelo método proposto por Lima et al. (2007)

Os valores do fator K foram atribuídos aos solos da MHC em ambiente SIG via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

4.5.3 Fator comprimento e declividade ou fator topográfico (LS)

A intensidade da erosão hídrica é influenciada tanto pela declividade do terreno quanto pela distância ao longo da qual processa o escoamento superficial, representada na USLE pelos fatores L e S respectivamente.

O fator topográfico foi calculado segundo Equação 5, proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

$$LS = 0{,}00984 \cdot c^{0{,}63} \cdot D^{1{,}18} \qquad (5)$$

Sendo:

LS= Fator Topográfico;

c=Comprimento da vertente em m;

D= Declividade em %.

O mapa do fator comprimento de vertente (c) foi gerado a partir do mapa de drenagens utilizando-se a função Mapa de Distância do SIG. Um mapa de distância é um tipo de análise de proximidade em torno de um ou mais elementos do mapa. No caso, o mapa gerado corresponde à distância entre cada pixel e o canal de drenagem, considerando a direção preferencial de fluxo.

As curvas de nível da MHC foram interpoladas e foi então criada uma grade triangular irregular (TIN – *Triangular Irregular Network*). Desta grade irregular foi gerado então o Modelo Digital de Elevação (MDE) Para a geração do mapa do fator declividade (D) foi utilizada a função Declividade do SIG a partir do MDE.

A integração dos fatores c e D foi feita no SPRING via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico), conforme a Eq.5. Foi gerado então mapa numérico do fator topográfico com resolução espacial de 2,5 metros

4.5.4 Fator uso e cobertura do Solo (C)

Identificadas as classes de uso e ocupação do solo na MHC buscou-se na literatura valores do fator de Uso e Cobertura do Solo correspondentes, os valores utilizados estão listados na Tabela 5.

Tabela 2 – Valores do fator C utilizados no trabalho

Uso	Fator C	Fonte
Cana-de-açúcar	0,3066	Weill e Sparovek (2008)
Pasto	0,0080	Menk (1993)
Reflorestamento	0,0010	Santos (1993).
Mata	0,0001	Santos (1993).
Urbano	0,000	Stein et al. (1987)
Corpo d’água	0,000	Stein et al. (1987)

Os valores do fator C foram atribuídos às classes de Uso e Ocupação do Solo em ambiente SIG via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

4.5.5 Fator de práticas conservacionistas (P)

O mapa do fator relacionado às práticas de controle da erosão foi elaborado no SIG via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

Foi atribuído valor 0,5 às áreas cultivadas com cana-de-açúcar, já estas áreas estão terraceadas e valor 1,0 às áreas com outras coberturas. (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

4.5.6 Tolerância à perda de solo

Os valores de tolerância à perda de solo utilizados no presente trabalho foram obtidos da literatura e são mostrados na tabela 3 do anexo. Os valores foram atribuídos aos solos da MHC via linguagem de programação LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico).

4.6 Valoração econômica da erosão do solo

4.6.1 Cálculo das perdas de nutrientes

Foi utilizado o método Custo de Reposição para a valoração econômica da erosão do solo. O método permite avaliar economicamente o custo da degradação do solo em função dos custos de nutrientes que devem ser repostos por meio de adubação com fertilizantes comerciais.

Foram avaliadas as perdas de nutrientes (Ca, Mg, K, P, N) ocorridas nas áreas de cultivo de cana e de pastagem na MHC devidas à erosão do solo, considerando que a perda dos nutrientes é função direta da perda de solo e da quantidade de nutrientes presente no horizonte A.

A estimativa do teor dos nutrientes: fósforo, P; potássio, K; cálcio, Ca, magnésio, Mg e nitrogênio presentes no horizonte superficial de cada classe de solo da microbacia, foi feita utilizando os dados médios das análises constantes em Silva (2000) para cada unidade de solo mapeada (Figura 2).

Os valores do teor de fósforo nas análises estão expressos em $mg.kg^{-1}$ e também foram convertido em $Kg.Kg^{-1}$.

A estimativa do teor de nitrogênio nas unidades de solo foi feita com base na porcentagem de matéria orgânica, pela expressão extraída de Tomé Jr., (1997).

$$N = MO * 0{,}05 \quad (7)$$

Sendo:

N = teor de Nitrogênio em %;

MO = teor de Matéria Orgânica em %.

Com os valores dos macronutrientes transformados para $Kg.Kg^{-1}$ foram gerados mapas numéricos com o teor médio de cada nutriente por unidade de mapeamento no SIG via linguagem de programação LEGAL, utilizando a função de ponderação.

O valor do teor de cada nutriente para as diferentes unidades de solo da MHC, utilizados no presente trabalho está disposto na tabela 1 do anexo.

O cálculo da estimativa de nutrientes (Ca, Mg, P, N e K) perdidos por erosão laminar nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem foi feito pela multiplicação dos mapas dos teores de cada um dos nutrientes considerados pelo mapa de perda de solo nas áreas de cultivos de cana-de-açúcar e pastagem da MHC.

4.6.2 Cálculo das quantidades de fertilizantes necessárias para repor as perdas de nutrientes

As quantidades de fertilizantes necessárias para repor as perdas de nutrientes foram calculadas dividindo-se a quantidade de nutrientes necessária pelo teor do nutriente no referido fertilizante (Eq. 8).

$$QEF = \frac{QNP}{TNF} \quad (8)$$

Sendo:

QEF = Quantidade equivalente de fertilizante;

QNP = Quantidade de nutriente perdida;

TNF = Quantidade de Nutriente no referido fertilizante.

Foram escolhidos alguns dos fertilizantes mais comuns utilizados atualmente, sendo Uréia (fonte de N) Superfosfato Simples (fonte de P), Cloreto de potássio (fonte de K) e Calcário Dolomítico (fonte de Ca e Mg). Com base na quantidade de cada nutriente perdida

calculou-se o custo de reposição em termos dos principais fertilizantes e corretivos comercializados (Tabela 6).

Tabela 3 - Teor médio de nutrientes no fertilizante

Fertilizante	Teor de nutriente
Uréia	45% de N
Superfosfato Simples	18% de P
Cloreto de Potássio	60% K
Calcário Dolomítico	38% Ca e12% Mg

O calcário dolomítico é fonte de Cálcio e Magnésio. A proporção usual de CaO e MgO no calcário é respectivamente 38% e 12%. Utilizando álgebra de mapas, via linguagem de programação LEGAL, foi feita a relação entre as quantidades de Ca e Mg necessárias para a reposição desses nutrientes no solo. O resultado obtido mostra que em apenas 16ha, em uma unidade de Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, a relação Ca/Mg é maior que a relação no calcário dolomítico. Portanto, utilizou-se apenas a necessidade de Ca para a reposição de Ca e Mg.

4.6.3 Obtenção dos preços dos fertilizantes

O custo de reposição para os nutrientes N, K, P, Ca e Mg foi obtido pela multiplicação da quantidade de fertilizante requerida para repor a quantidade de nutriente perdida pelo efeito da erosão laminar pelo preço do referido fertilizante ou corretivo, conforme Equação 9.

$$CRN = QEF * PF \tag{9}$$

Sendo:

CRN = Custo de Reposição de Nutrientes;

QEF = Quantidade equivalente de fertilizante;

PF = Preço do fertilizante.

Os preços dos fertilizantes, assim como do corretivo foram obtidos junto ao Instituto de Economia Agrícola (IEA). Os valores são apresentados na Tabela 2, do Anexo. Devido à variação no valor dos fertilizantes foi utilizada a média dos valores mensais do ano de 2013 para o cálculo do custo de reposição dos nutrientes.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Uso e Cobertura do Solo

Com a fotointerpretação das imagens orbitais devidamente processadas em um ambiente de visualização e processamento de imagens, foram identificadas 6 classes de Uso e Cobertura do Solo na MHC: cana-de-açúcar, pastagem, mata, reflorestamento, urbano e corpos d'água (Figura 1).

A principal classe de uso e cobertura do solo verificada na MHC foi da cultura de cana-de-açúcar, ocupando 1.340,2ha, correspondentes a 67,95% da área. As pastagens representam 13,10% da área da bacia. O uso urbano corresponde a 15,96% da área da bacia. O reflorestamento é caracterizado principalmente pela cultura de eucalipto e ocupa 16,8 ha. Os demais usos são: matas em 15,96%, e por fim, a classe corpos de água representa as represas, os lagos e os açudes e ocupam em 3,8ha, correspondentes a 0,19% da área (Tabela 7).

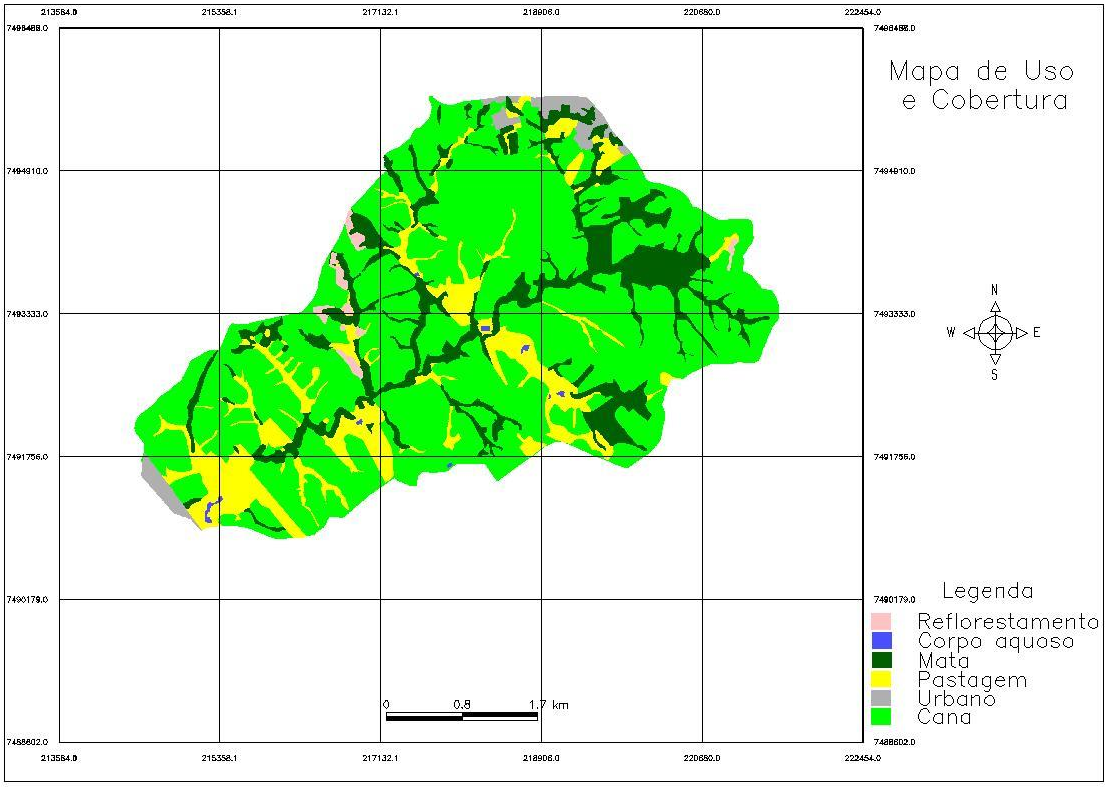

Figura 1 – Mapa de Uso e Cobertura do Solo na MHC

Tabela 4 – Distribuição das classes de uso e cobertura do solo na MHC

Classes de Uso e Cobertura do solo	Área (ha)	Área (%)
Cana-de-açúcar	1340,2	67,95
Mata	314,8	15,96
Pastagem	258,4	13,10
Urbano	38,5	1,95
Corpo de água	3,8	0,19
Reflorestamento	16,8	0,85
Total	1972,35	100

Fiorio et al. (2000), trabalhando com a cronologia do uso da terra da MHC verificaram aumento da cultura da cana-de-açúcar principalmente entre os anos de 1978, incentivo do Proálcool e 1995. Neste trabalho após 19 anos (1995 a 2013) verificamos aumento de apenas 8,2 ha da cultura de cana-de-açúcar. Porém houve uma redistribuição significativa das áreas de cana, como também observado por Barros (2012).

Considerando somente a área de cana-de-açúcar e de pastagem, pode-se dizer que a microbacia apresenta uma matriz predominantemente agrícola, ocupando atualmente cerca de 81,05% da área total.

Observou-se que houve acomodação do uso e ocupação das áreas de cana-de-açúcar na MHC, pois as únicas áreas passíveis de expansão seriam as áreas de pastagens que ocupam 258,4 ha, cerca de 13% do total da área.

5.2 Perda de solo

A Figura 2 apresenta a estimativa de perda de solo por erosão da MHC gerada pelo modelo USLE, ou seja, o produto dos fatores naturais e antrópicos condicionantes da erosão do solo (uso, manejo do solo e práticas conservacionistas), sendo estes relativos ao uso atual.

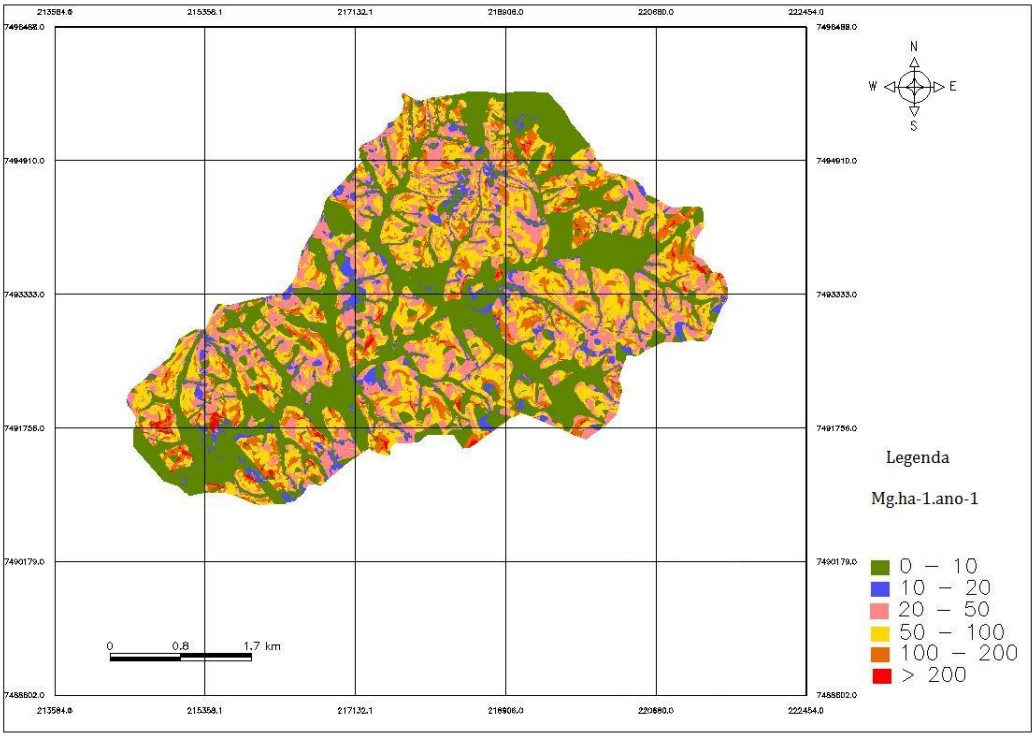

Figura 2 – Mapa de estimativa de perda de solo na MHC

Observa-se na Tabela 5 que 38,5% da área da bacia apresentou perda de solo na classe de 0 e 10 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. Aproximadamente 100 ha, que representam 5% da área da bacia apresentaram perda de solo na classe de 10 e 20 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$. 20% da área da bacia apresentou perda de solo na classe de 20 e 50 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, que representam 25% da área da bacia. 10,2% da área da bacia apresentou perda de solo de 100 a 200 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, e, finalmente 23,7 ha ou 1,2% da área apresentou perda de solo maior que 200 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$.

Tabela 5 – Estimativa de perda de solo na MHC separada por classe

Classes ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	Área (ha)	Área (%)
0 – 10	760,0	38,5
10 – 20	99,3	5,0
20– 50	392,8	19,9
50-100	494,9	25,1
100-200	200,8	10,2
>200	23,7	1,2
Total	1971,6	100

As menores taxas de perda de solo foram acontecem nas regiões cobertas com mata e reflorestamento: a mata (fator C = 0,0001), e reflorestamento (fator C = 0,001). A vegetação arbórea florestal é o tipo de cobertura que mais protege o solo da ação dos agentes erosivos. O processo erosivo, segundo Meyer et al. (1975) tem seu início com o impacto direto das gotas de chuva, provocando a desagregação do solo, para Cassol & Lima (2003), a desagregação decorre devido à energia cinética das gotas, que exercem forças de pressão e cisalhamento no ponto de

impacto. A cobertura do solo e o fechamento do dossel promovem a proteção do solo contra a ação do impacto da gota de chuva.

Já as maiores taxas de perda de solo aconteceram tanto nas regiões os o fator topográfico é maior como também na parte mais plana da bacia, fator LS menor mostrado a também com a influencia do fator erodibilidade dos solo.

5.3 Tolerância

Na Figura 9 está apresentado o mapa de tolerância à perda de solos da MHC

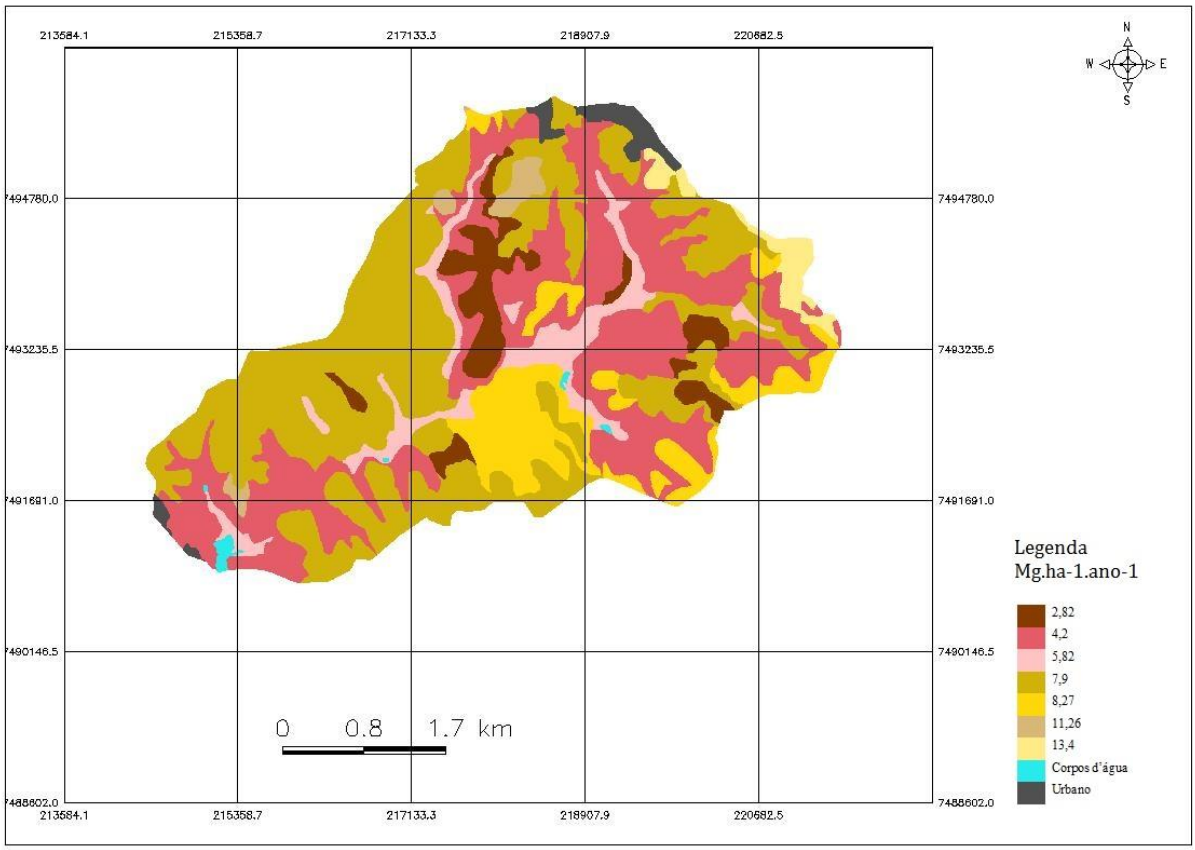

Figura 3 – Mapa de tolerância à perda de solo na MHC

Os solos que apresentam menores valores de tolerância são os Luvissolos Crômicos (2,82 $Mg.ha^{-1}$,ano^{-1}). Estes solos ocupam 122,45 ha, que representam 6,21% da área da bacia, como pode ser visualizado na Tabela 9.

Os Luvissolos são solos que apresentam horizonte B textural, a relação textural entre horizontes é utilizada em diferentes métodos de estabelecimento dos limites de tolerância. Altos valores de gradiente textural podem causar menor infiltração de água no horizonte B mais argiloso devido à redução da condutividade hidráulica em profundidade, ocasionando

aumento do fluxo lateral de água e contribuindo para a suscetibilidade destes solos aos processos erosivos.

Como pode ser observado na tabela 9. 41,67% da área da MHC, ou seja, 821,8ha apresentam tolerância à perda de solo de 7,9Mg.ha^{-1}.ano^{-1} .Nesta categoria estão os Argissolos Vermelho Amarelo. Em 54,6ha, correspondentes a 33,19% o valor de tolerância é de 4,2Mg.ha$^{-1.}$ano^{-1}; nesta categoria estão os Neossolos litólicos e Neossolos flúvicos. Os Cambissolos ocupam 212,35ha, correspondentes a 10,77% da área da MHC e apresentam valor de tolerância de 8,27 Mg.ha^{-1}.ano^{-1}, em 43,35 ha, que representam 2,2% da área da MHC a tolerância é de 5,82 Mg.ha^{-1}.ano^{-1}, nesta categoria estão os Gleissolos.

Apenas os Argissolos Vermelhos e os Nitossolos apresentam tolerância maior que 10 Mg. ha^{-1}.ano^{-1}, respectivamente 11,26 e 13,4 Mg. ha^{-1}.ano^{-1}. Estes solos somados ocupam menos de 4% da área da MHC.

Tabela 6 – Tolerância à perda de solo na MHC.

Tolerancia(Mg.ha^{-1}.ano^{-1})	Área (ha)	Área (%)
13,4	45,06	2,28
11,26	30,45	1,54
8,27	212,35	10,77
7,9	821,80	41,67
5,82	43,35	2,20
4,2	654,59	33,19
2,82	122,45	6,21
Urbano	38,50	1,95
Corpos d’água	3,80	0,19
Total	1972,35	100

Para verificarmos as áreas em que a perda de solo estimada é maior que a perda tolerável, foi elaborado o mapa da Figura 10. O mapa foi elaborado, utilizando álgebra de mapas, via linguagem de programação LEGAL. As unidades de área do mapeamento (pixel) em que o resultado da perda de solo menos a tolerância foi negativo foram classificadas como tolerável e onde o resultado foi positivo como acima do tolerável.

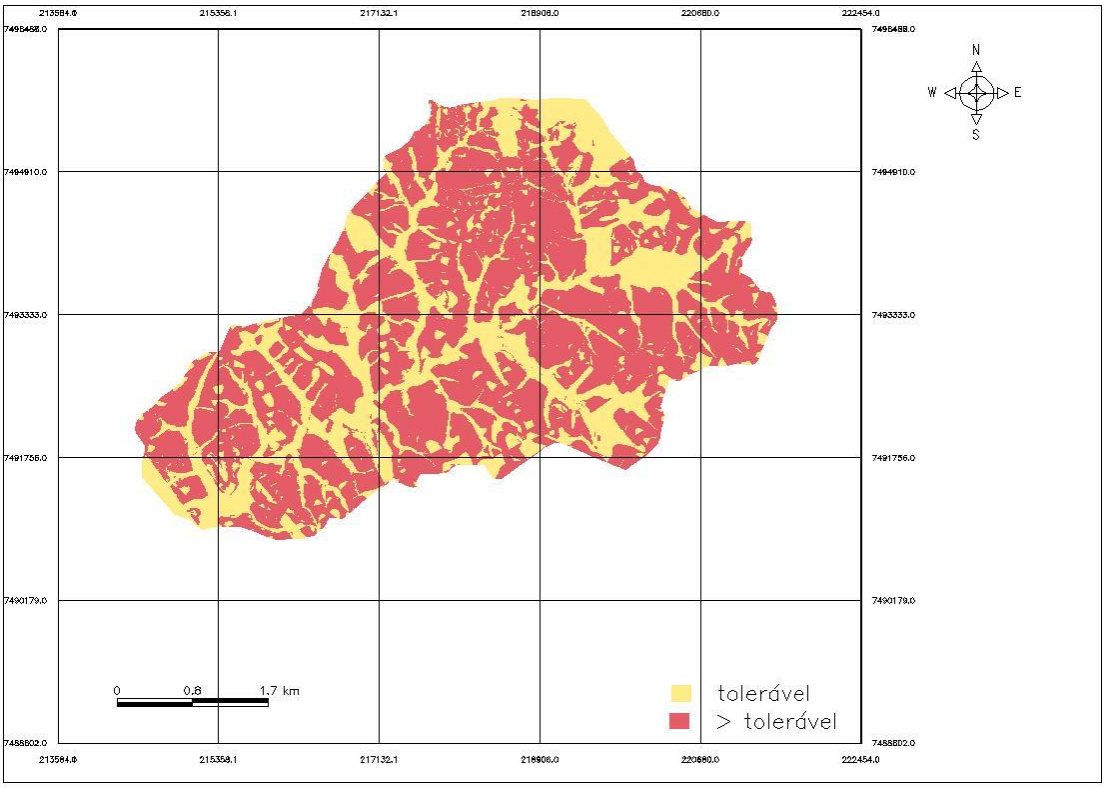

Figura 4 – Distribuição espacial das perdas de solo dentro do tolerável e acima do tolerável

Na Tabela 10 está apresentado o resultado da tabulação cruzada entre o Uso e Cobertura do Solo e o mapa de perdas dentro e acima do tolerável. Pela observação da tabela podemos notar que a cultura da cana-de-açúcar é o uso que apresenta maior área, proporcionalmente, de perda acima da tolerável, dos 1340ha de cana-de-açúcar apenas 125ha apresentam perda dentro do tolerável. Aproximadamente 82% das áreas de pastagem apresentam perda de solo dentro do tolerável. A grande maioria (98%) das áreas cobertas com mata tem perda dentro do tolerável e apenas 2% apresenta perda acima da perda tolerável. Nas áreas cobertas com reflorestamento 99,4% está dentro do tolerável e aproximadamente 0,1ha, correspondentes a 0,58% das áreas de reflorestamento a perda de solo é acima da perda tolerável.

Tabela 7 – Perdas de solo nas classes tolerável e acima do tolerável por classe de Uso e Cobertura do Solo

	Cana		Pastagem		Mata		Reflorestamento	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Tolerável	125,82	9,39	211,10	81,73	308,90	98,14	16,65	99,42
Acima Tolerável	1214,38	90,61	47,20	18,27	5,90	1,86	0,15	0,58
Área total	1340,20		258,40		314,80		16,80	

5.4 Custo de Reposição de Nutrientes

Para cada unidade de solo da MHC foi determinado um valor de teor dos nutrientes (Ca, Mg, N, P, K). Dessa forma, para cada unidade de área do mapeamento (pixel), a perda de solo foi multiplicada pelo valor do teor de cada nutriente. O resultado permite calcular o custo da Reposição de Nutrientes.

Como observado pelo mapa de Uso e Cobertura do solo Figura 7 predomina na bacia o cultivo da cana-de-açúcar e pastagem. Entendemos que esses são cultivos com retorno econômico da área, dessa forma, todas as discussões serão realizadas para essas áreas.

5.4.1 Custo de Reposição de Cálcio e Magnésio

Para os nutrientes Cálcio e Magnésio observamos pela Figura 11 que predomina a classe de 0-10 reais, pela Tabela 12 temos que 91,5% da área se situa nesta classe, cerca de 1460 ha, o que gera um custo de reposição destes nutrientes de R$ 7.314,00. A segunda maior classe da área está entre 10-20 reais com 5% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 1.219,26, seguida da classe de 20-50 reais com 3% da área e um total de custo de reposição de R$ 10.590,13.

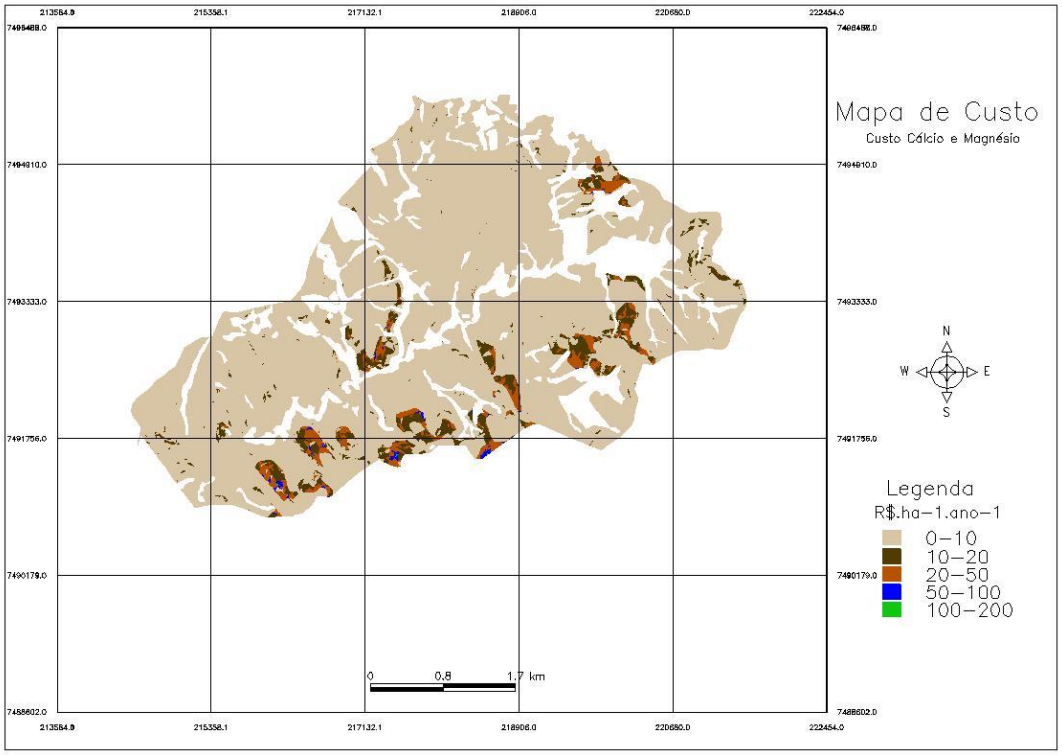

Figura 5 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Cálcio e Magnésio na MHC

Apesar de termos um valor de área para as classes de 10-200 de apenas 135,12 ha, com apenas 8,5% do total da área, o custo de reposição é de R$ 3.276,25. Esse valor chega a aproximadamente 45% do total de custo de reposição de Ca e Mg toda a área, que é de R$ 10.590,00.

Tabela 8 – Custo de Reposição de Ca e Mg

Ca e Mg			
Classe	Área (ha)	Área(%)	Custo (R$)
0-10	1462,78	91,54	7.313,88
10-20	81,28	5,09	1.219,27
20-50	49,87	12,00	1.745,32
50-100	3,80	0,24	284,77
100-200	0,18	0,01	26,91
Total	1597,90	100,00	10.590,13

5.4.2 Custo de Reposição de Fósforo

Observamos pela Figura 12 que para a reposição de fósforo também há predomínio da classe de 0-10 reais, pela Tabela 12 temos que 82,8% da área se situa nesta classe, cerca de 1323 ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 6.616,00. A segunda maior classe da área está entre 10-20 reais com 12,5% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 2.987,00, seguida da classe de 20-50 reais com 4,1% da área e um total de custo de reposição de R$ 2.291,00.

Tabela 9 – Custo de Reposição de Fósforo

P			
Classe	Área(ha)	Área(%)	Custo (R$)
0-10	1323,22	82,81	6.616,09
10-20	199,20	12,47	2.987,96
20-50	65,48	4,10	2.291,82
50-100	8,78	0,55	658,13
100-200	1,17	0,07	176,06
200-500	0,06	0,00	19,91
Total	1597,90	100,00	12.749,97

Apesar de termos um valor de área para as classes 10-500 de apenas 275,68 ha, representando 17,2% do total da área, o custo de reposição é de R$ 6.13,88. Esse valor chega a aproximadamente 48% do total de custo de reposição de fósforo para toda a área, que é de R$ 12.750,00.

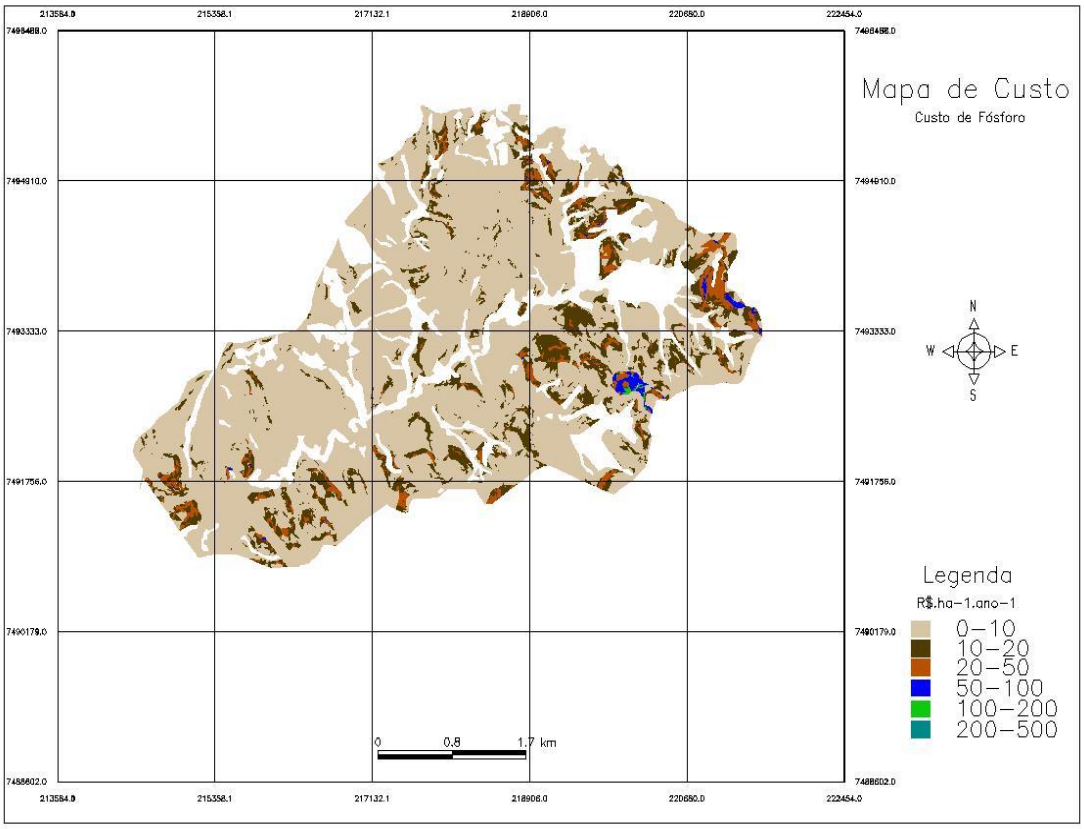

Figura 6 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Fósforo na MHC

5.4.3 Custo de Reposição Potássio

A distribuição espacial do custo de reposição de potássio nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC está representada na Figura 13. Observamos pela Tabela 13 que aproximadamente 40% da área se encontra no intervalo de classe de 0-10 reais, cerca de 643,7 ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 3.218,37. A segunda maior classe da área está entre 20-50 reais com 30,16% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 16.864,66, seguida da classe de 10-20 reais com 15,1% da área e um total de custo de reposição de R$ 3.619,02.

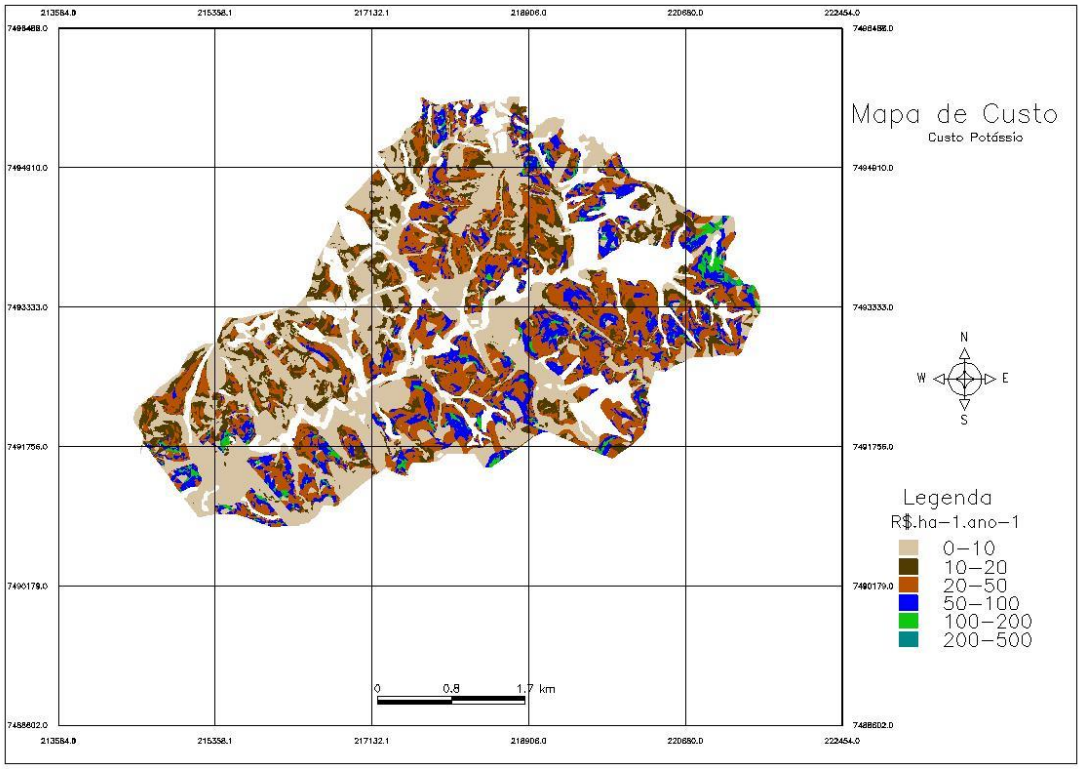

Figura 7 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Potássio na MHC

Apesar de termos um valor de área para as classes 50-1000 de apenas 231,11 ha, representando 14,5% do total da área, o custo de reposição é de R$ 20.750,00. Esse valor chega a aproximadamente 47% do total de custo de reposição de potássio para toda a área, que é de R$ 44.451,00.

Tabela 10 – Custo de Reposição de Potássio

K			
Classe	Área (ha)	Área (%)	Custo (R$)
0-10	643,67	40,28	3.218,37
10-20	241,27	15,10	3.619,02
20-50	481,85	30,16	16.864,66
50-100	192,50	12,05	14.437,41
100-200	36,06	2,26	5.409,19
200-500	2,53	0,16	885,72
500-1000	0,02	0,00	16,41
Total	1597,90	100,00	44.451,39

5.4.4 Custo de Reposição de Nitrogênio

A distribuição espacial do custo de reposição de nitrogênio nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC está representada na Figura 14. O CRN do nitrogênio apresenta maior número de intervalos de classe devido a apresentar maior amplitude de valores de custo.

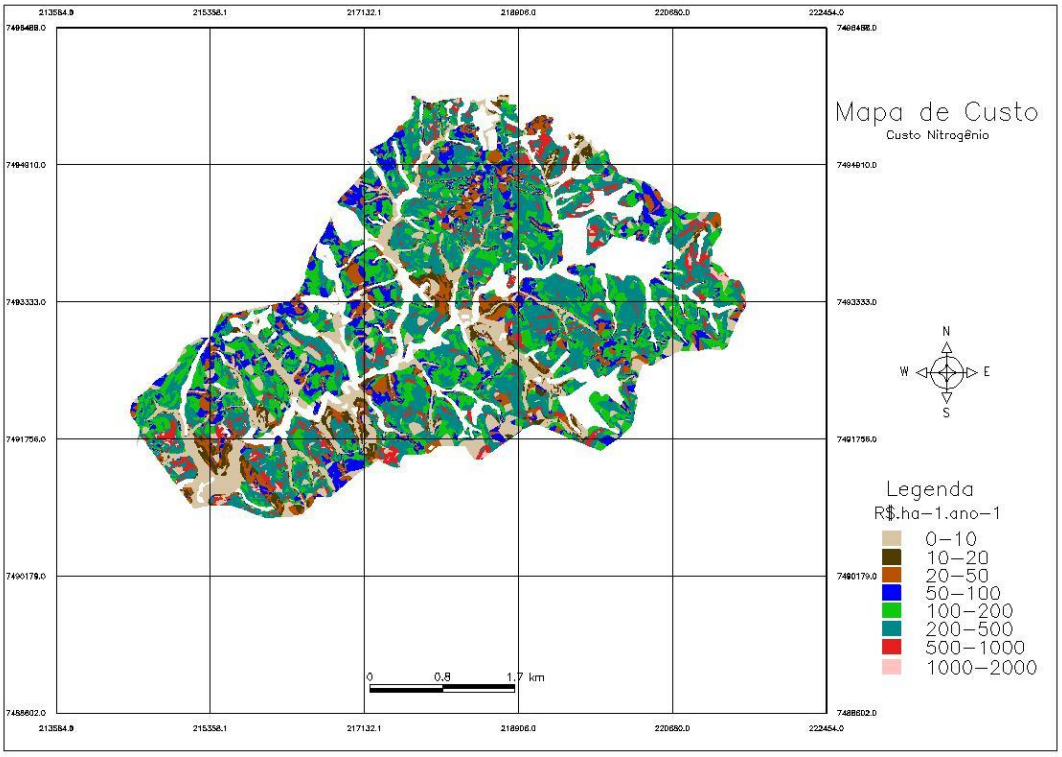

Figura 8 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Nitrogênio na MHC

Observamos pela Tabela 14 que aproximadamente 31% da área pertencem ao intervalo de classe de 200-500 reais, cerca de 500 ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 174.970,47. A segunda maior classe da área está entre 100-200 reais com 22,7% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 57.541,19, seguida da classe de 0-10 reais com 16,54% da área e um total de custo de reposição de R$ 1.320,00.

Apesar de apenas 93,4ha, representando 5,84% do total da área se situar na classe de custo de 500-2000 o custo de reposição nesta classe é de R$ 71.931,56. Esse valor chega a aproximadamente 22% do total de custo de reposição de nitrogênio para toda a área, que é de R$ 321.740,30. Por fim, os outros 23,6% da área, ou seja, 377,5ha estão distribuídos nas classes de CRN 10-20, com 4,45%, perfazendo 70,80ha; 20-50, com aproximadamente 124ha da área, que correspondem a 7,75% e 50-100, com 183ha, ou seja 11,45%, perfazendo um custo aproximado de R$ 19.100,00.

Tabela 11 – Custo de Reposição de Nitrogênio

N			
Classe	Área (ha)	Área (%)	Custo
0-10	264,17	16,54	1320,86
10-20	70,90	4,44	1063,55
20-50	123,84	7,75	4334,44
50-100	182,69	11,44	13701,98
100-200	362,74	22,71	54411,19
200-500	499,92	31,29	174970,47
500-1000	85,71	5,36	64283,44
1000-2000	7,65	0,48	7648,13
Total	1597,90	100,00	321.740,30

5.4.5 Custo Total de Reposição de Nutrientes

A distribuição espacial do custo total de reposição de nutrientes nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC está representada na Figura 15. O referido mapa foi feito somando-se os valores dos custos para a reposição dos nutrientes: cálcio mais magnésio, potássio, fósforo e nitrogênio para cada pixel.

Observamos pela Tabela 15 que aproximadamente 35% da área pertence ao intervalo de classe de 200-500 reais, cerca de 552ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 200.902,39. A segunda maior classe da área está entre 100-200 reais com 18,73% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 46.659,65, seguida da classe de 0-10 reais com 15,77% da área e um total de custo de reposição de R$ 1.309,56.

Observamos ainda pela tabela 15 que os outros 21,4% da área, ou seja, 341,52ha estão distribuídos nas classes de CRN 10-20, com 4,22%, perfazendo 67,46ha; 20-50, com aproximadamente 112ha da área, que correspondem a 7,0% e 50-100, com 162,4ha, ou seja 10,2%, perfazendo um custo aproximado de R$ 17.099,62.

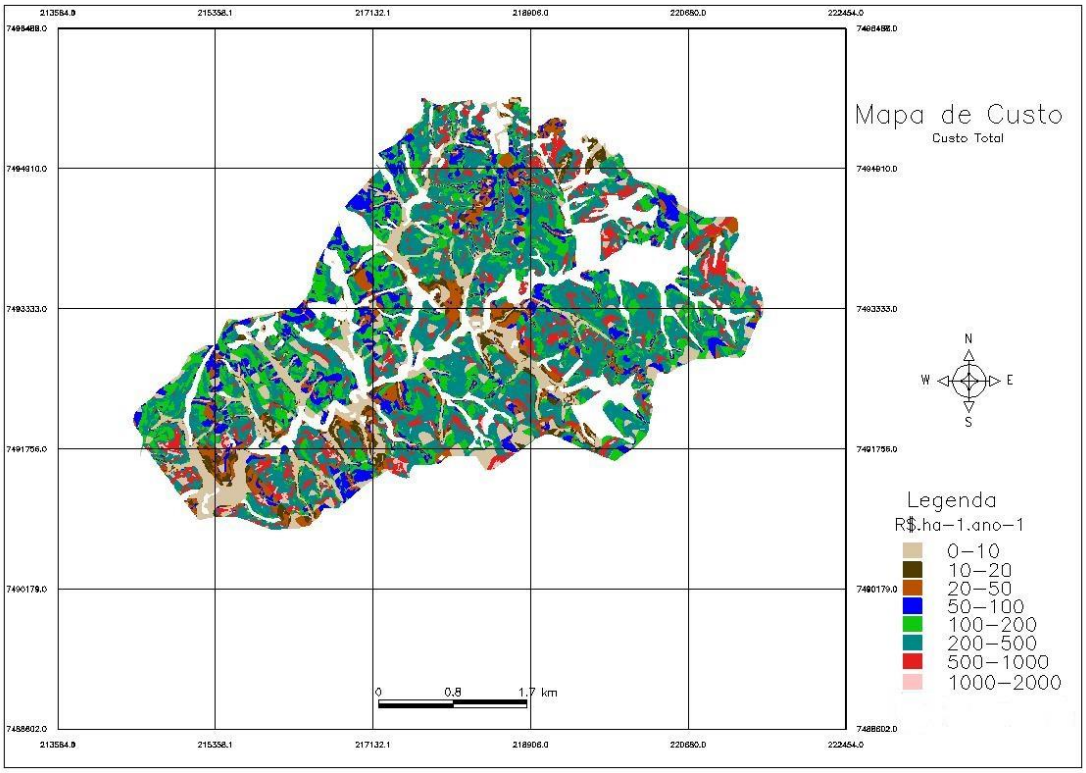

Figura 9 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Nutrientes na MHC

Por fim, observamos que apesar de termos um valor de área para as classes 500-2000 de apenas 152,60ha, representando 9,55% do total da área, o custo de reposição é de R$ 118.221,00. Esse valor chega a aproximadamente 32% do total de custo de reposição de nutrientes para toda a área, que é de R$ 389.531,80.

Tabela 12 – Custo de Reposição de Nutrientes

Total			
Classe	Área (ha)	Área(%)	Custo (R$)
0-10	251,88	15,77	1.309,56
10-20	67,46	4,22	1.052,19
20-50	111,68	6,99	4.064,38
50-100	162,39	10,17	12.664,08
100-200	299,15	18,73	46.659,65
200-500	552,02	34,56	200.902,39
500-1000	137,56	8,61	107.275,58
1000-2000	15,05	0,94	15.653,96
Total	1597,90	100,00	389.581,79

5.5 Custo Efetivo de Perda de Solo

Bertol e Almeida (2000) afirmam que a tolerância à perda de solo por erosão refere-se a um limite de perda que ainda mantenha o nível de produtividade das culturas.

Sendo assim, para este trabalho vamos descontar as perdas toleráveis das perdas de solo na MHC, tentando assim estabelecer um nível de manejo e reposição de nutrientes mínimo para manter a produtividade. Foram modelados mapas de custo em que as perdas toleráveis foram descontadas das perdas estimadas, a estes denominamos custo efetivo.

5.5.1 Custo Efetivo de Reposição de Cálcio e Magnésio

Descontados os custos com as perdas toleráveis, observamos pela Figura 16 que predomina a classe de 0-10 reais, pela Tabela 16 temos que 92,4% da área se situa nesta classe, cerca de 1470ha, o que gera um custo de reposição destes nutrientes de R$ 7.380,00. A segunda maior classe da área está entre 10-20 reais com 4,84% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 1.159,37, seguida da classe de 20-50 reais com 2,53% da área e um total de custo de reposição de R$ 1.412,40.

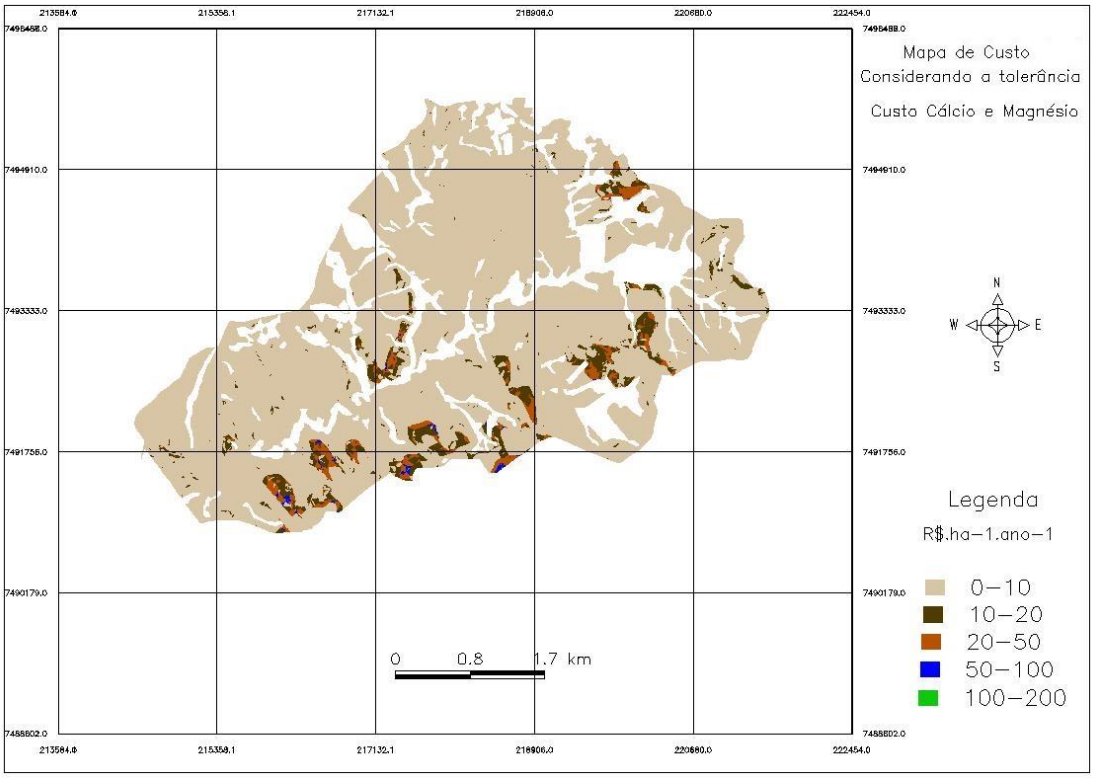

Figura 10 – Distribuição espacial do Custo Efetivo de Reposição de Cálcio e Magnésio na MHC

Apesar de termos um valor de área para as classes 10-200 de apenas 121,11ha, com apenas 7,57% do total da área, o custo de reposição é de R$ 2.842,00. Esse valor chega a aproximadamente 28% do total de custo de reposição de Ca e Mg toda a área, que é de R$ 10.223,00.

Tabela 13 – Custo Efetivo de Reposição de Ca e Mg

Ca e Mg			
Classe	Área (há)	Área (%)	Custo
0-10	1476,27	92,39	7.381,36
10-20	77,29	4,84	1.159,37
20-50	40,35	2,53	1.412,40
50-100	3,33	0,21	249,61
100-200	0,14	0,00	20,63
Total	1.597,90	100,00	10.223,37

5.5.2 Custo Efetivo de Reposição de Fósforo

Observamos pela Figura 17 que para a reposição de fósforo também há predomínio da classe de 0-10 reais, pela Tabela 17 temos que 85% da área se situa nesta classe, cerca de 1354ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 6.772,37. A segunda maior classe da área está entre 10-20 reais com 11% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 2.637,00, seguida da classe de 20-50 reais com menos 4,0% da área e um total de custo de reposição de R$ 2.028,67.

Tabela 14 – Custo Efetivo de Reposição de P

P			
Classe	Área(ha)	Área(%)	Custo (R$)
0-10	1354,47	84,79	6.772,37
10-20	175,82	11,01	2.637,36
20-50	57,96	3,63	2.028,67
50-100	8,05	0,50	604,03
100-200	1,01	0,06	151,97
200-500	0,06	0,00	19,91
Total	1597,38	100	12214,30

Apesar de termos um valor de área para as classes 10-500 de apenas 242,91ha, representando 15,2% do total da área, o custo de reposição é de R$ 5.441,00. Esse valor chega a aproximadamente 44,5% do total de custo de reposição de fósforo para toda a área, que é de R$ 12.214,30.

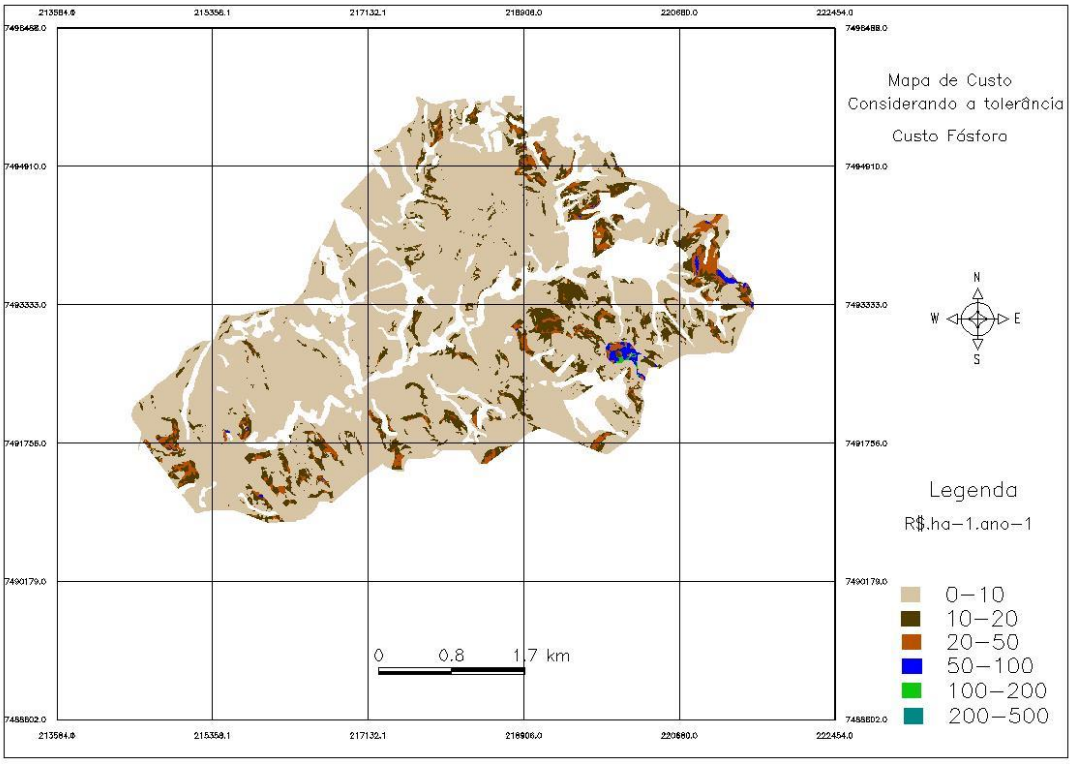

Figura 11 - Distribuição espacial do custo Efetivo de Reposição de Fósforo na MHC

5.5.3 Custo Efetivo de Reposição Potássio

A distribuição espacial do custo de reposição de potássio nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC está representada na Figura 18. Observamos pela Tabela 18 que aproximadamente 44% da área se encontra no intervalo de classe de 0-10 reais, cerca de 706ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 3.530,61. A segunda maior classe da área está entre 20-50 reais com 28,35% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 15.851,20, seguida da classe de 10-20 reais com 14,9% da área e um total de custo de reposição de R$ 3.563,03.

Tabela 15 – Custo Efetivo de Reposição de Potássio

K			
Classe	Área (ha)	Área (%)	Custo (R$)
0-10	706,12	44,20	3.530,61
10-20	237,54	14,87	3.563,03
20-50	452,89	28,35	15.851,19
50-100	167,77	10,50	12.582,75
100-200	30,78	1,93	4.617,38
200-500	2,26	0,14	791,44
Total	1.597,90	100,00	40.936,39

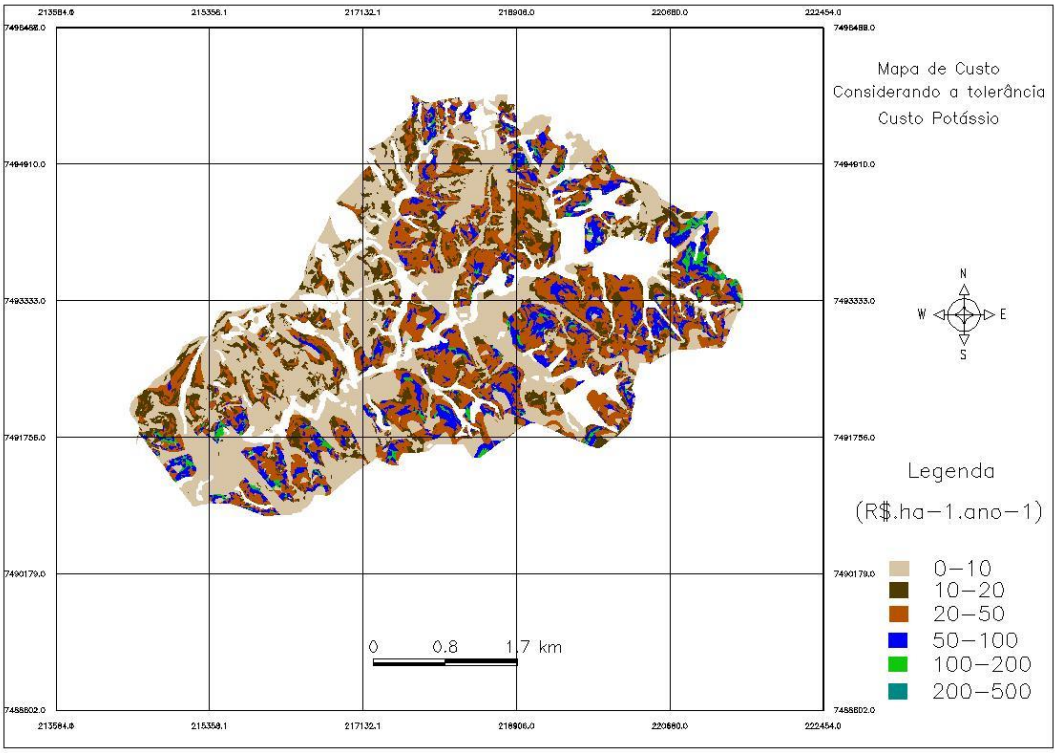

Figura 12 – Distribuição espacial do custo Efetivo de Reposição de Potássio na MHC

O valor do custo efetivo de reposição de Potássio para as áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem da MHC é de R$ 40.936,39.

5.5.4 Custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio

A distribuição espacial do custo de reposição de nitrogênio nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC descontando as perdas toleráveis está representada na Figura 19.

Observamos pela Tabela 19 que aproximadamente 27,5% da área pertencem ao intervalo de classe de 200-500 reais, cerca de 440 ha, o que gera um custo de reposição deste nutriente de R$ 153.622,00. A segunda maior classe da área está entre 0-10 reais com 24% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 1.914,00, seguida da classe de 100-200 reais com 22,3% da área e um total de custo de reposição de R$ 53.416,00.

Tabela 16 – Custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio

N			
Classe	Área (ha)	Área (%)	Custo(R$)
0-10	382,78	23,96	1.913,91
10-20	38,49	2,41	577,41
20-50	116,76	7,31	4.086,58
50-100	182,26	11,41	13.669,36
100-200	356,11	22,29	53.416,22
200-500	438,92	27,48	153.622,00
500-1000	74,82	4,68	56.117,81
1000-2000	7,24	0,44	7.891,25
Total	1597,90	100,00	290.642,66

Apesar de apenas 82 ha, representando 5,14% do total da área se situar na classe de custo de 500-2000 o custo de reposição nesta classe é de R$ 63.357,20. Esse valor chega a aproximadamente 21,8% do total de custo de reposição de nitrogênio para toda a área, que é de R$ 290.642,66.

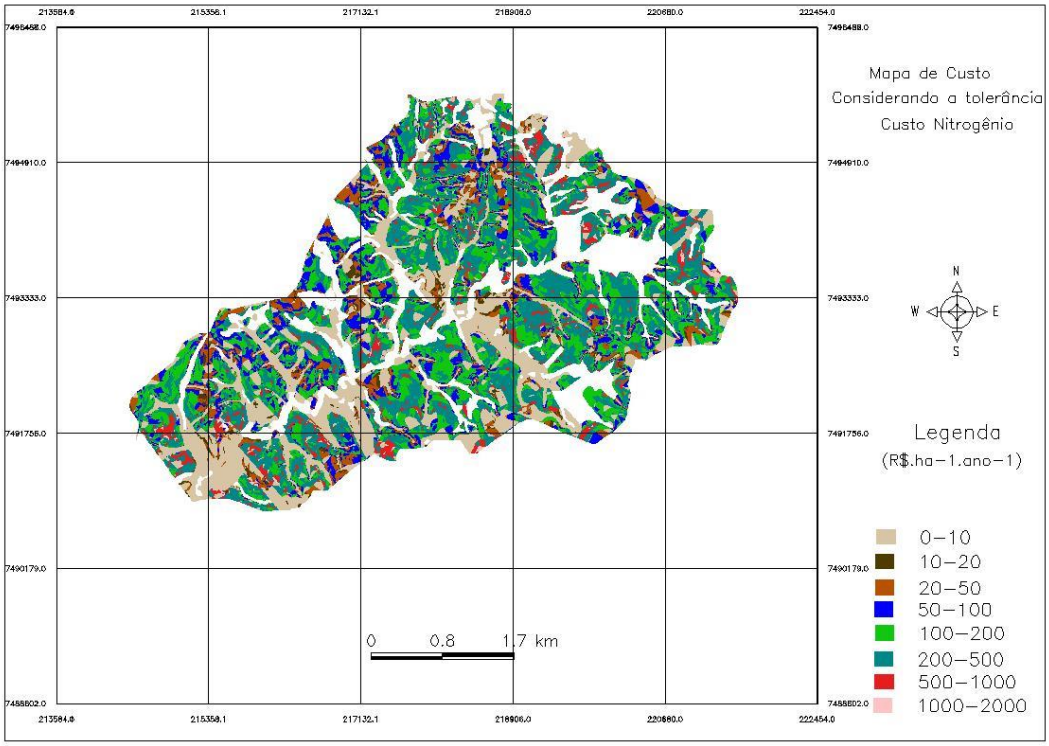

Figura 13 – Distribuição espacial do custo Efetivo de Reposição de Nitrogênio na MHC

5.5.5 Custo Efetivo Total de Reposição de Nutrientes

A distribuição espacial do custo efetivo total de reposição de nutrientes nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC está representada na Figura 20.

Observamos pela Tabela 20 que aproximadamente 30% da área pertence ao intervalo de classe de 200-500 reais, cerca de 493 ha, o que gera um custo de reposição de R$ 180.525,33. A segunda maior classe da área está entre 0-10 reais com 23,57% do total das áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC, perfazendo assim um custo de R$ 1.968,78, seguida da classe de 100-200 reais com 19% da área, ou seja, aproximadamente 304 ha e um total de custo de reposição de R$ 47.712,67.

Observamos ainda pela tabela 20 que 2,16% da área, ou seja, 34,45 ha estão distribuídos nas classes de CRN 10-20, perfazendo um custo de R$ 540,06; 6,3% da área pertencem a classe 20-50, com aproximadamente 100ha da área, perfazendo R$ 3.690,74 e 50-100, com 155ha, ou seja 9,7%, perfazendo um custo aproximado de R$ 12.165,84.

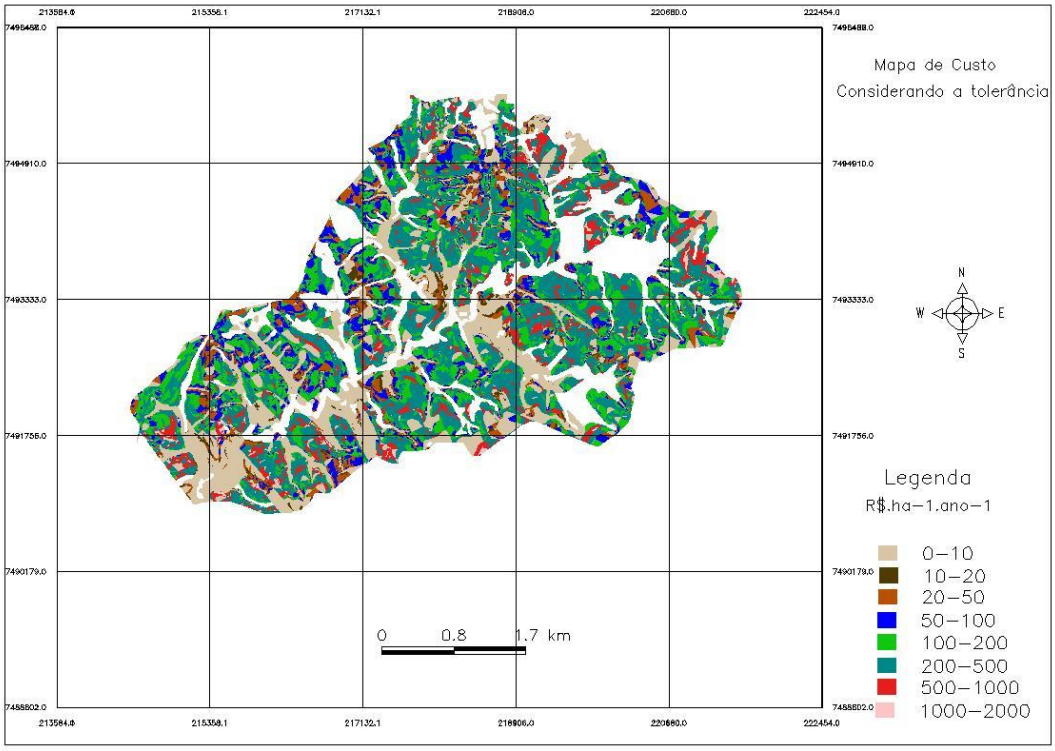

Figura 14 – Distribuição espacial do custo de Reposição de Nutrientes na MHC descontadas as perdas toleráveis.

Por fim, observamos que apesar de termos um valor de área para as classes 500-2000 de apenas 132,4ha, representando 8,28% do total da área, o custo de reposição é de R$ 107.413,53. Esse valor chega a aproximadamente 30% do total de custo de reposição de nutrientes para toda a área, que é de R$ 354.017,00.

Tabela 17 – Custo Efetivo de Reposição de Nutrientes

Classe	Área (ha)	Área (%)	Custo (R$)
0-10	376,72	23,57	1.968,78
10-20	34,45	2,16	540,06
20-50	100,89	6,31	3.690,74
50-100	155,19	9,71	12.165,84
100-200	304,32	19,04	47.712,67
200-500	493,47	30,88	180.525,33
500-1000	118,38	7,41	92.801,15
1000-2000	13,98	0,87	14.612,38
Total	1597,90	100,00	354.016,96

5.5.6 Comparação entre os custos estimados e os custos efetivos

Na tabela 21 estão apresentados os valores do Custo de Reposição de Nutrientes Estimado, Efetivo e o Tolerável. O CRN Estimado representa 10,1 vezes mais que o CRN tolerável, significando que caso os limites máximos toleráveis de perdas de solo fossem respeitados, ocorreria uma redução de 91% nos custos causados pela erosão.

Tabela 18 – Custo da erosão do solo na MHC

Nutrientes	Estimado (R$)	Efetivo (R$)	Custo das perdas toleráveis (R$)
Ca + Mg	10.590,00	10.223,40	366,60
N	321.740,00	290.642,66	31.097,34
P	44.451,00	40.936,64	3.514,36
K	12.749,00	12.214,3	534,70
Total	389.531,8	354.017,0	35.514,80

Em termos de valores médios o CRN pela erosão estimada nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC atinge a magnitude de R$ 243,85.ha^{-1}.ano^{-1}. O CRN efetivo médio CRN médio é de R$ 221,62.ha^{-1}.ano^{-1}.

O valor médio do CRN para a Bacia do rio Corumbataí em Piracicaba - SP estimado por Ortiz López (1997) foi de R$ 84,54.ha^{-1},ano^{-1}. Rodrigues (2005) comparou o CRN entre plantio direto e plantio convencional, o CRN no plantio direto, estimado pelo autor foi U$38,39 .ha^{-1} enquanto no plantio convencional U$ 165,73.ha^{-1}.

O CRN estimado por Pugliesi (2010) em diferentes tipos de manejo de solo em parcelas experimentais com cultivo de milho pipoca (*Zea mays)* variou de R$ 40,89.ha^{-1}.safra^{-1} a R$ 166,13.ha^{-1}.safra^{-1} .

5.5.7 Comparação entre os custos nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem

Na Tabela 22 estão dispostos os custos de reposição de nutrientes separados nas áreas de cana-de-açúcar e de pastagem.

Tabela 19 - Custo da erosão do solo nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem na MHC.

	Cana-de-açúcar		Pasto	
	CRN efetivo	CRN estimado	CRN efetivo	CRN estimado
N	284.169,04	318.761,17	1.903,14	3.146,25
P	12.021,21	11.430,17	1.453,69	1.289,38
K	41.595,65	43.036,86	1.457,57	1.304,94
Ca-Mg	9.960,77	9.275,67	1.455,91	1.287,36
Total	347.746,67	382.503,87	6.270,30	7.027,93

Quando consideradas separadamente a cultura da cana-de-açúcar das áreas de pastagem o valor médio do CRN é de R$ 285,64.ha^{-1}.ano^{-1} para a cana-de-açúcar e R$ 27,21.ha^{-1}.ano^{-1} para as áreas de pastagem.

Para as duas culturas o nitrogênio é o nutriente com maior participação na composição do CRN, sendo responsável por aproximadamente 82% do CRN nas áreas de cana-de-açúcar nos dois casos, considerando as perdas toleráveis e não considerando as perdas toleráveis.

Bertol et al., (2007) constataram que, em termos monetário, o nutriente que mais contribuiu para a perda total de adubos por erosão hídrica foi o potássio, contudo, no estudo conduzido por eles não foram estimadas as perdas de nitrogênio.

6 CONCLUSÕES

1- A área ocupada com a cultura da cana-de-açúcar é a grande responsável pelas maiores perdas de solo na MHC com valores de 10 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ a 1720 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ .Sendo que a grande maioria dos demais usos apresentaram entre 0 a 10 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$.

2 – Em 90,61% da área de cultivo de cana-de-açúcar da MHC a perda de solo estimada foi maior que a tolerância e em apenas 9,39% a perda de solo estimada foi menor que a perda de solo tolerável. Sendo que do total da área com pastagens (258,40ha) em apenas 18,27% a perda de solo estimada foi maior que a perda tolerável.

3- O elemento com a maior participação na composição dos Custos de Reposição de Nutrientes, tanto Estimado como Efetivo foi o Nitrogênio

4- O CRN Estimado total para as áreas com a cultura da cana-de-açúcar foi de R$ 382.503,00 enquanto que para as áreas de pastagens foi de R$ 7.028,00. Em termos médios o CRN Estimado para as áreas de cultivo de cana-de-açúcar foi de R$ 285,64. ha^{-1} e R$ 27,21. ha^{-1} para as áreas de pastagens

5- O CRN médio estimado para as áreas de cana-de-açúcar e pastagem da MHC foi de R$ 243,85.$ha^{-1}.ano^{-1}$ e o CRN efetivo médio foi de R$ 221,62.$ha^{-1}.ano^{-1}$, significando uma diferença de 9,1%.

6- Caso as perdas de solo na MHC se mantivessem dentro dos limites toleráveis teríamos redução de 91% no CRN, ou seja, de R$ 389.531,80 para R$ 35.514,80.

7- Foi possível estimar o custo da erosão em termos dos custos de reposição de nutrientes nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem utilizando a USLE.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os custos apresentados neste trabalho são uma estimativa dos custos para repor apenas os macro nutrientes N, P, K, Ca e Mg perdidos devido à erosão laminar. Não foram aqui considerados outros custos ambientais ou de produção que ocorrem devido ao processo erosivo como por exemplo: perda de micronutrientes, perda de argila e matéria orgânica, degradação da estrutura do solo, custo para a limpeza de canais ou lagos assoreados, ou mesmo devido à possível contaminação. Portanto, os valores encontrados aqui se constituem em uma parcela dos custos decorrentes da erosão do solo.

REFERÊNCIAS

ALTIERI, M.A. **Agroecologia:** a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. Porto Algre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998. 120 p.

AMORIM, R.S.; DA SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**,Campina Grande, v. 30, n. 4, p. 4, 010.

AMORIM, R.S.S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2003. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

ANDRADE, N.S.F.; MARTINS FILHO, M.V.; TORRES, J.L.R.; PEREIRA, G.T.; MARQUES JR, J. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 3, p. 539-550, 2011.

BARROS, P.P.D.S. **Análise de diferentes cenários para adequação ambiental da Microbacia Hidrográfica do Ceveiro**. 2012. 127 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) -Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012

BARROSO, D.; SILVA, M. Poluição e conservação dos recursos naturais: solo e água. **Informe Agropecuário,** Belo Horizonte, v. 16, n. 176,p. 17-24, 1992.

BASTOS FILHO, G. **Contabilizando a erosão do solo: um ajuste ambiental para o produto bruto agropecuário paulista**. 1995. 127 p. Dissertação (Mestrado em Economia Agrária) -Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995

BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETTO, F. A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, nº 2, 1981, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABGE, 1981. p. 117-137.

BENAKOUCHE, R.; SANTA CRUZ, R. **Avaliação monetária do meio ambiente**. São Paulo: Makron Books, 1994. 198 p.

BENNETT, H. The cost of soil erosion. ***The Ohio Journal of Science***, Ohio, v33, n4, 271-279**,** Julho 1933.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,Viçosa**,** v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.

BERTOL, I.; COGO, N.P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A.J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,Viçosa, v. 31, n. 1,p. 133-142, 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012. 355 p.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. **Catena,** Cremlingen, v. 68, n. 2, p. 73-86, 2006.

CASSOL, E.A.; LIMA, V. S.; Erosão em entresulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38. p117-124, 2003.

CIRINO, J.F.; LIMA, J.E.D. Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José-MG: um estudo de caso. **Revista de Economia e Sociologia Rural,** Rio de Janeiro, v. 46, n. 3, p. 647-672, 2008.

CLARK, E.H.; HAVERKAMP, J.A.; CHAPMAN, W. **Eroding soils:** the off-farm impacts. Washington: Conservation Foundation, 1985. 252 p.

CROSSON, P. Will erosion threaten agricultural productivity? **Environment: Science and Policy for Sustainable Development,** Washington,v. 39, n. 8, p. 4-31, 1997.

DENARDIN, J. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Piracicaba: ESALQ, 1990. 113 p.

FELGUEIRAS, C. A.; A tecnologia SPRING, breve histórico, status atual e evolução. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 2006. Campo Grande. **Anais.** Campo Grande:2006. 14p.

FAO. **The challenge of sustentability**. Rome, 1991. 7 p.

FARIA, A. C. N.; **Sustentabilidade na agricultura**: desenvolvimento de um indicador de avaliação. 2012. Dissertação (Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente) Faculdade de Economia, Universidade do Porto, Porto, 2013.

FERNANDES, E. **Sistema inteligente de apoio ao processo de avaliação de impactos ambientais de atividades agropecuárias**. 1997. 122 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997

FERNANDES, M.M. CARVALHO, D.F.; CEDDIA, M.B.; FRANCELINO, M.R. Valoração ambiental do efeito externo da erosão em duas sub-bacias com diferentes percentuais de mata atlântica. **Bioscience Journal,** Uberlândia, v. 30, n. 2, p.411-420 2014.

FIORIO, P.R. **Cronologia do uso da terra e seu impacto no ambiente da Microbacia hidrográfica do Córrego do Ceveiro da Região de Piracicaba, SP**. 1998. 114 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998

FIORIO, P.R.; DEMATTÊ, J.A.M.; SPAROVEK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na Microbacia hidrográfica do ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 35, n. 4, p. 671-679, 2000.

FLANAGAN, D.; NEARING, M. **Water erosion prediction project:** hillslope profile and watershed model documentation. Indiana: USDA, 1995. 19 p.

FOSTER, G. Relation of USLE [Universal Soil-Loss Equation] factors to erosion on rangeland. **Agricultural Reviews And Manuals.** West. Reg. Oakland, v.26, 35p. 1982.

FOSTER, G.; MEYER, L. Transport of soil particles by shallow flow. **Transactions of the ASAE,** Washington, v.15 , n. , p 99-102. 1972.

FRANCISCO, C.N.; ALMEIDA, C.M. Interpretação de imagens orbitais por meio de sistema especialista para o mapeamento de cobertura da terra em região montanhosa. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, ano 24 n.2, 283-302, mai/ago.2012

GARDNER, B.L.; RAUSSER, G.C. **Handbook of agricultural economics**. North Holland: Elsevier, 2002. 47 p.

HANEMANN, W.M. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. **American Journal of Agricultural Economics,** Berkeley, v. 66, n. 3, p. 332-341, 1984.

HANLEY, N.; SPASH, C.L. **Cost-benefit analysis and the environment**. Cheltenham: Edward Elgar 1993. 25 p.

HARTWICK, J.M. Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. **American Economic Review,** Pittsburgh, v. 67, n. 5, p. 972-974, 1977.

HUFSCHMIDT, M.M. JAMES, D.E.; MEINSTER, A.D., BOWER, B.T., DIXON, J.A. Principles and environmental quality extensions of benefit-cost analysis. In: Environment and Policy Institute (Ed.). **Environment, natural systems, and development:** an economic valuation guide. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1983. p. 24-72.

HUGGINS, L.; MONKE, E. A mathematical model for simulating the hydrologic response of a watershed. **Water Resources Research,** Philadelphia 529-539, 1968.

INSTITUTO DE PESQUISAS TÉCNICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Mapa geológico do Estado de São Paulo. São Paulo: IPT, DMGA, 1981a.v. 1. 126p. Escala 1:50.000.

KNOWLER, D. The economics of soil productivity: Local, national and global perspectives. **Land Degradation & Development,** Malden, v. 15, n. 6, p. 543-561, 2004.

LAFLEN, J.M.; LANE, L.J.; FOSTER, G.R. WEPP: a new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation,** Ankeny, v. 46, n. 1, p. 34-38, 1991.

LAL, R. **Métodos para a avaliação do uso sustentável dos recursos solo e água nos trópicos**. Jaguariúna Embrapa Meio Ambiente, 1999. 97 p.

_____. Managing soils for feeding a global population of 10 billion. **Journal of the Science of Food and Agriculture,** Malden, v. 86, n. 14, p. 2273-2284, 2006.

LARSON, W. E.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, T. E.; The role of severe storms in soil erosion: a problem needing consideration. **Journal os Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.52, n. 2. P. 90-95, 1997.

LIMA, J.E.F.W.; SILVA, E,M.; EID, N. J.; MARTINS, E.S; KOIDE, S.; REATTO Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da Erodibilidade dos Solos da Bacia Experimental do Alto Rio Jardim–DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia,** São Paulo, v. 8, n. 2, p. 23-36, 2007.

LOCH, R.; ROSEWELL, C. Laboratory methods for measurement of soil erodibilities (K-factors) for the universal soil loss equation. **Soil Research,** Collingwood, v. 30, n. 2, p. 233-248, 1992.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia,** Campinas, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.
LOOMIS, J.B. Environmental valuation techniques in water resource decision making. **Journal of Water Resources Planning and Management,** Haifa, v. 126, n. 6, p. 339-344, 2000.

LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. **Interpretação de análise do solo:** conceitos e aplicações. Boletim Técnico nº2, São Paulo: ANDA – Associação Nacional para Difusão de adubos, 1992. 50 p.

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 166 p. (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - scola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MAIA, A.G.; ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P. **Valoração de recursos ambientais:** metodologias e recomendações. Campinas: UNICAMP, IE, 2004. 116 p.

MARQUES, J.J.G.S.M.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; CAROLINO de SÁ, M.A.; Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do solo**,Viçosa, v. 21, n. 3, p. 447-456, 1997.

MARQUES, J.F. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de Economia e Sociologia Rural**,Brasília, v. 36, p. 61-79, 1998.

MARQUES, J.Q.A.; BERTONI, J.; BARRETO, G.B. Perdas por erosão no Estado de São Paulo. **Bragantia,** Campinas, v. 20, n. 2, p. 1143-1182, 1961.

MENK, P.C.M. **Avaliação econômica do controle da erosão na microbacia do Ribeirão Iperó, em Araçoiaba da Serra**. 1993. 181 p. Tese (Mestrado em Ecônomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1993.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software,** Canberra, v. 18, n. 8, p. 761-799, 2003.

MEYER, L.D.; FOSTER, G.R.; ROMKENS, M.J.M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: **Present and prospective techonology for predicting sediment yelds and sources**. Washington, USDA, 1975. P.177-189.

MOTTA, R.S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA; MMA; PNUD; CNPq, 1998. 254 p.

NOGUEIRA, J.M.; DE MEDEIROS, M.A.A.; DE ARRUDA, F.S.T. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia,** Brasília,v. 17, n. 2, p. 81-115, 2000.

OLIVEIRA, J.S. **Avaliação de modelos de elevação na estimativa de perda de solo em ambiente SIG**. 2012. 103 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

ORTIZ LOPEZ, A.A. **Análise dos custos privados e sociais da erosão do solo: o caso da bacia do Rio Corumbataí**. 1997. 118 p. Tese (Doutorado em Economia) -Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo., Piracicaba, 1997

PEARCE, D.W.; PRETTY, J.N. **Economic values and the natural world**. London, 1993. 129 p.

PICINI, A.G.; VALERIANO, M. M.; LOMBARDI NETO, F.; ZULLO JUNIOR, J.; Ajuste dos simuladores de dados meteorológicos do modelo EPIC para diferentes locais do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**,Campina Grande, v. 9, p. 7, 2005.

PIMENTEL, D.; HARVEY, P.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R.;Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science,** Washington, v. 267, n. 5201, p. 1117-1122, 1995.

PRETTY, J.N.; BRETT, C.; GEE, D.; HINE, R.E.; MASON, C.F.; MORISON, J. I. L.; RAVEN, H.; RAYMENT, M.D.; VAN DER BIJI, G.;An assessment of the total external costs of UK agriculture. **Agricultural Systems,** Washington, v. 65, n. 2, p. 113-136, 2000.

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

PUGLIESI, A.C.V. **Valoração economica pelo metodo custo de reposição do efeito da erosão em sistemas de produção agricola**. 2007. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

PUGLIESI, A.C.V.; MARINHO, M. A.; MARQUES, J. F.; LUCARELLI, J.R.F.; Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. **Bragantia,** Campinas, v. 70, n. 1, p. 113-121, 2011.

RODRIGUES, J.; ZIMBACK, C.; PIROLI, E. Utilização de sistema de informação geográfica na avaliação do uso da terra em Botucatu (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 25, n. 3, p. 675-681, 2001.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Revista de Economia e Sociologia Rural,** Brasília. v. 43, n. 1, p. 135-153, 2005.

ROMEIRO, A.R.; MAIA, A.G. **Avaliação de custos e benefícios ambientais**. Brasília, Enap, 2011. 52 p.

SANTOS, M.F. **Subsídios para o planejamento conservacionista da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (São Carlos, Itirapina e Analândia, SP)**. 1993. 222 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1993

SARCINELLI, O.; MARQUES, J.F.; ROMEIRO, A.R. Custos e benefícios da adoção de práticas e medidas para conservação do solo agrícola: Um estudo de caso na microbacia hidrográfica do córrego Oriçandinha. **Informações Econômicas,** São Paulo, v. 39, p. 5-16, 2009.

SCHWEITZER, J. Economics, conservation and development: a perspective from USAID. **Valuing environmental benefits in developing countries**. Washington DC.USAID. 1990. 135-158.

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. **EPIC-erosion/productivity impact calculator:** 1. Model documentation. Washington: USDA, 1990. 235 p. (Technical Bulletin, pt.1, 1768).

SILVA, E.D. **Mapas de solos produzidos em escalas e épocas distintas**. 2000. 177 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

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

SILVA, J.R.C.; COELHO, M.A.; MOREIRA, E. G. S.; OLIVEIRA NETO, P.R.; Efeitos da Erosão na produtividade de dois solos da classe Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Ciencia Agronomica**, Fortaleza, v. 16, n. 1, p. 55-63, jun. 1985.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; FERREIRA, M.M.; Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de Latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, V.D.A.; MOREAU, M. S.; MAREAU, A. M. S.S.; REGO, N. A. C.; Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, p. 310-315, 2011.

SORRENSON, W.J.; MONTOYA, L.J. **Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Parana.** Londrina. Fundacao Instituto Agronomico do Parana, 1989. 110 p. (Boletim Tecnico, 021).

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS1. **JAWRA. Journal of the American Water Resources Association,** Herndon, v. 30, n. 3, p. 453-462, 1994.

STEIN, D.; DONZELLE,P.L.;GIMENEZ,A.F.; PONÇANO,W.L Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 4., 1987, Marília, Anais, Marília: ABGE, 1987. p. 105-135.

TELLES, T.S.; GUIMARÃES, M.D.F.; DECHEN, S.C.F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 35, n. 2, p. 287-298, 2011.

TOMÉ JUNIOR, J.B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Livraria e Editora Agropecuária, 1997. 87 p.

URI, N.D. Agriculture and the environment–the problem of soil erosion. **Journal of Sustainable Agriculture,** Tsukuba, v. 16, n. 4,p. 71-94, 2000.

WEILL, M.D.A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I-Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** Viçosa, v. 32, n. 4, p. 801-814, 2008.

WILLIAMS, J.R Sediment routing for agricultural watersheds. **Journal of the American Water Resources Association,** Herndon, v. 11, n. 5, p. 965-974, 1975.

_____. The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: A case history. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences,** London, v. 329, n. 1255, p. 421-428, 1990.

WILLIAMS, J.; RENARD,K.G. Assessments of soil erosion and crop productivity with process models (EPIC). In: FOLLET,R.F; STEWART,B.A.**Soil erosion and crop productivity.** Temple: USDA, 1985. p. 67-103.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washingto: USDA, 1978. 58p.(Handbook, 537).

ANEXO

Tabela 1 – Fator Erodibilidade do Solo e teor dos nutrientes

Classifica-ção Silva, 2000	Classificação 2013	Fator K Lima et al., (2007)	Teor (adimensional)				
			P	K	Ca	Mg	N
ACt1	PVAal1	1,514E-02	2,2E-05	7,820E-05	3,408E-04	4,862E-05	4,50E-04
ACt2	PVAal2	2,052E-02	5,0E-06	7,820E-05	2,405E-04	4,862E-05	7,00E-04
ACt3	PVAal3	2,867E-02	1,0E-06	1,173E-04	2,004E-04	4,862E-05	5,00E-04
ACt4	PVAal4	3,243E-02	9,0E-06	1,173E-04	6,615E-04	1,459E-04	9,00E-04
ACtq	PVAal5	1,514E-02	2,4E-05	7,820E-05	2,405E-04	4,862E-05	7,00E-04
ACtl1	PVAal6	2,003E-02	6,0E-06	1,173E-04	2,606E-04	4,862E-05	8,00E-04
ACtl2	PVAal7	1,454E-02	4,0E-06	7,820E-05	8,018E-05	1,216E-05	5,00E-04
PVAa1	PVAa1	2,307E-02	4,0E-06	1,173E-04	2,205E-04	3,647E-05	9,50E-04
PVAa2	PVAa2	3,271E-02	5,0E-06	1,173E-04	6,414E-04	1,216E-04	1,55E-03
PVAal1	PVAa3	1,022E-02	2,0E-06	7,820E-05	1,002E-04	2,431E-05	7,50E-04
PVAal2	PVAa4	1,833E-02	2,8E-05	3,910E-05	2,004E-04	3,647E-05	6,50E-04
PVAdq	PVAd1	3,262E-02	2,2E-05	1,955E-04	1,263E-03	3,525E-04	1,05E-03
PVAdl	PVAd2	2,003E-02	3,0E-06	7,820E-05	1,403E-04	2,431E-05	5,00E-04
PVAdv	PVAvd	3,174E-02	1,4E-05	2,346E-04	1,022E-03	1,580E-04	6,50E-04
PVAe1	PVAe1	1,454E-02	4,0E-06	3,910E-05	1,403E-04	3,647E-05	6,50E-04
PVAe2	PVAe2	2,161E-02	2,0E-06	3,910E-05	1,604E-04	3,647E-05	5,00E-04
PVAe3	PVAe3	2,675E-02	6,0E-06	7,820E-05	8,018E-05	1,216E-05	1,15E-03
PVAeq	PVAe4	3,267E-02	4,0E-06	7,820E-05	7,617E-04	1,337E-04	1,00E-03
PVAel1	PVAe5	3,236E-02	5,0E-06	1,564E-04	4,610E-04	1,337E-04	1,30E-03
PVAel2	PVAe6	2,675E-02	8,0E-06	7,820E-05	3,207E-04	6,078E-05	5,00E-04
PVAel3	PVAe7	3,255E-02	3,0E-06	7,820E-05	3,408E-04	7,294E-05	6,00E-04
PVAel4	PVAe8	2,003E-02	3,0E-06	3,910E-05	1,002E-04	3,647E-05	4,50E-04
PVe	Pve	3,116E-02	5,0E-06	7,820E-05	5,412E-04	8,509E-05	9,00E-04
TCp	TCp1	3,069E-02	9,0E-06	1,173E-04	1,163E-03	2,067E-04	7,00E-04
TCpq	TCp2	1,954E-02	3,1E-04	2,737E-04	9,621E-04	1,580E-04	8,50E-04
TCol1	Tco1	2,161E-02	1,3E-05	1,564E-04	2,806E-04	4,862E-05	2,50E-04
TCol2	Tco2	3,209E-02	1,0E-05	1,564E-04	8,018E-04	1,823E-04	9,50E-04
NVet	NVe2	3,131E-02	6,0E-06	3,910E-05	3,608E-04	6,078E-05	7,50E-04
NVe	NVe2	2,396E-02	4,4E-05	3,128E-04	1,082E-03	1,459E-04	1,00E-03
CXve	CXve1	3,079E-02	3,0E-06	1,564E-04	1,143E-03	1,459E-04	6,50E-04
CXva	Cxa	3,236E-02	3,0E-06	1,955E-04	5,412E-04	8,509E-05	5,00E-04
CXvbe	CXve2	3,007E-02	1,9E-05	2,346E-04	1,082E-03	2,067E-04	8,50E-04
CXvbed	CXve3	1,454E-02	3,0E-06	3,910E-05	3,608E-04	8,509E-05	1,50E-04
GX1	GX1	3,265E-02	8,0E-06	7,820E-05	4,610E-04	7,294E-05	9,00E-04
GX2	GX2	3,269E-02	1,4E-05	7,820E-05	5,412E-04	1,216E-04	8,50E-04
GX3	GX3	2,867E-02	1,8E-05	3,910E-05	2,004E-04	4,862E-05	9,00E-04
RLa	RLa	3,209E-02	3,0E-06	7,820E-05	4,209E-04	7,294E-05	1,00E-03
RLd1	RLd1	1,973E-02	5,0E-06	1,955E-04	4,811E-04	1,094E-04	1,15E-03
RLd2	RLd2	3,263E-02	2,4E-05	1,955E-04	1,022E-03	1,459E-04	9,00E-04
RLe1	RLe1	2,716E-02	1,4E-05	1,173E-04	1,042E-03	2,310E-04	9,50E-04
RLe3	RLe3	3,269E-02	6,0E-06	3,910E-05	1,022E-03	2,310E-04	7,50E-04
RLe4	RLe4	3,032E-02	2,7E-05	1,955E-04	1,122E-03	2,188E-04	1,00E-03
RLe5	RLe5	2,376E-02	3,1E-05	3,519E-04	1,684E-03	2,674E-04	9,50E-04
RLe6	RLe6	3,046E-02	5,8E-05	3,128E-04	1,824E-03	3,282E-04	1,60E-03
RUbe	Rybe	3,271E-02	8,0E-06	7,820E-05	4,410E-04	9,725E-05	1,10E-03

Tabela 2 - Preço corrente médio mensal dos fertilizantes em São Paulo pagos pela agricultura
Fonte: INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA – SP (2013)

Mês	Calcário dolomítico	Cloreto de potássio	Superfosfato simples	Uréia
Janeiro	85,34	1879,45	1083,85	1873,67
Fevereiro	85,34	1762,7	992,01	1823,80
Março	85,34	1779,95	1040,07	1875,16
Abril	85,34	1774,2	1066,48	1830,46
Maio	85,34	1826,62	1094,79	1823,51
Junho	85,34	1771,56	1071,64	1817,03
Julho	85,34	1756,64	1093,03	1821,28
Agosto	86,34	1780,56	1111,14	1802,73
Setembro	86,34	1771,22	1059,76	1720,33
Outubro	86,34	1796,91	1164,43	1660,64
Novembro	86,34	1792,78	1112,58	1672,67
Dezembro	86,34	1784,78	1123,28	1630,58

Tabela 3 – Tolerância à perda de solo

Classificação Silva, 2000	Classificação	Fator K Lima et al., (2007)	Fonte
ACt1	PVAal1	7,9	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
ACt2	PVAal2	7,9	
ACt3	PVAal3	7,9	
ACt4	PVAal4	7,9	
ACtq	PVAal5	7,9	
ACtl1	PVAal6	7,9	
ACtl2	PVAal7	7,9	
PVAa1	PVAa1	7,9	
PVAa2	PVAa2	7,9	
PVAal1	PVAa3	7,9	
PVAal2	PVAa4	7,9	
PVAdq	PVAd1	7,9	
PVAdl	PVAd2	7,9	
PVAdv	PVAvd	7,9	
PVAe1	PVAe1	7,9	
PVAe2	PVAe2	7,9	
PVAe3	PVAe3	7,9	
PVAeq	PVAe4	7,9	
PVAel1	PVAe5	7,9	
PVAel2	PVAe6	7,9	
PVAel3	PVAe7	7,9	
PVAel4	PVAe8	7,9	
PVe	Pve	11,26	Mannigel (2008)
TCp	TCp1	2,82	Oliveira (2008)
TCpq	TCp2	2,82	
TCol1	Tco1	2,82	
TCol2	Tco2	2,82	
NVet	NVe2	13,4	
NVe	NVe2	13,4	
CXve	CXve1	11,26	
CXva	Cxa	8,27	
CXvbed	CXve3	8,27	
GX1	GX1	5,82	Mannigel (2008)
GX2	GX2	5,82	
GX3	GX3	5,82	
RLa	RLa	4,2	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
RLd1	RLd1	4,2	
RLd2	RLd2	4,2	
RLe1	RLe1	4,2	
RLe3	RLe3	4,2	
RLe4	RLe4	4,2	
RLe5	RLe5	4,2	
RLe6	RLe6	4,2	
RUbe	Rybe	4,2	