

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOMÁTICA**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL POR
GEOPROCESSAMENTO NA SUB-BACIA DO RIO
ANGASMARCA, REGIÃO LA LIBERTAD, PERU.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Jorge Luis Díaz Rimarachín

**Santa Maria, RS, Brasil
2012**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL POR GEOPROCESSAMENTO
NA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA,
REGIÃO LA LIBERTAD, PERU.**

Jorge Luis Díaz Rimarachín

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Geomática, Área de Concentração em Tecnologia da Geoinformação, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Geomática.**

Orientador: Prof. Dr. Elódio Sebem

**Santa Maria, RS, Brasil
2012**

Díaz Rimarachín, Jorge Luis

AVALIAÇÃO AMBIENTAL POR GEOPROCESSAMENTO NA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA, REGIÃO LA LIBERTAD, PERU. / Jorge Luis Díaz Rimarachín.-2012.

166 p.; 30cm

Orientador: Elódio Sebem

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Geomática, RS, 2012

1. Geoprocessamento 2. Bacia hidrográfica 3. Erosão hídrica 4. Conflito ambiental 5. Deterioração ambiental I. Sebem, Elódio II. Título.

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

© 2012

Todos os direitos autorais reservados a Jorge Luis Díaz Rimarachín. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante citação da fonte.

Endereço:

Av. La Universidad, s/n – Universidad Nacional Agrária La Molina, Lima, Peru.

Fone: +51 1 365 39 62, E-mail: jdiaz@lamolina.edu.pe

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Geomática**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL POR GEOPROCESSAMENTO
NA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA,
REGIÃO LA LIBERTAD, PERU.**

elaborada por
Jorge Luis Díaz Rimarachín

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Geomática

COMISSÃO EXAMINADORA:

ELÓDIO SEBEM, Dr.
(Presidente/Orientador)

Dr. Manoel de Araujo Sousa Junior (UFSM)

Dra. Cláudia das Neves Costa (UFSM)

Santa Maria, 11 de abril de 2012.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

JORGE LUIS DIAZ RIMARACHIN - Peruano, nascido em 13 de Junho de 1958, em Cajamarca – Peru.

Em 1987 Graduou-se de Engenheiro Agrícola na Faculdade de Engenharia Agrícola pela Universidade Nacional Agrária La Molina (UNALM), Lima, Peru.

Em 1989 cursou estudos de Pós-Graduação no nível de especialidade no curso de Sensores Remotos Aplicado a Levantamentos Rurais no Centro Interamericano de Fotointerpretação (CIAF) do Instituto Agustín Codazzi IGAC, de Colombia, obtendo o diploma de Especialista em Interpretação de Imagens de Sensores Remotos Aplicada a Levantamentos Rurais e Avaliação de Terras.

Em junho de 1990 iniciou-se de Professor nas disciplinas de Topografia, Sensoriamento Remoto e SIG no Departamento de Recursos Hídricos da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNALM, onde atua como docente até hoje, na categoria do Professor Associado.

Em 1997 a 1988 estudou mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos na Escola de Pós-Graduação da UNALM (EPG).

Em março de 2010, iniciou o curso de mestrado em Geomática no Programa de Pós-Graduação em Geomática do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS/Brasil, área de concentração em Tecnologia da Geoinformação submetendo-se à defesa de dissertação o dia 11 de abril de 2012.

À Deus.

Aos meus pais Eulogio e Filomena.

À minha irmã Vidalina.

À minha esposa Maria Teresa e

À minha filha Maria Celeste.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Maria UFSM, através do Programa de Pós-Graduação de Geomática do Centro de Ciências Rurais (CCR), pela sua aceitação como aluno e pelo apoio necessário para fazer realidade meu projeto de Mestrado em Geomática.

Meu Agradecimento especial ao Prof. Orientador Dr. Elódio Sebem, pela amizade, confiança, ensinamentos, sugestões durante meus estudos de Mestrado e apoio necessário para realização deste trabalho.

Ao Prof. Enio Giotto Coordenador do Programa de Pós-Graduação de Geomatica 2010, pela confiança, e sugestões de melhoras para realização deste projeto de pesquisa.

Ao Prof. José Américo de Mello Filho Coordenador do Programa de Pós-Graduação de Geomatica 2011- 2012, pela confiança e apoio.

Ao Prof. Dr. José Sales Mariano da Rocha, pelos ensinamentos, sugestões e apoio na realização deste trabalho.

Ao amigo e parceiro Eng. Lucas N. Scotto, que me auxiliou no manejo do Software SPRING no tema de classificação de uso e ocupação do solo com imagens CBERS-2 com entusiasmo e empenho.

Aos colegas da turma e professores, do curso de Pós-Graduação de Geomática pelas informações, colaboração, convivência e amizade.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa, de grande valia para fazer realidade este projeto.

À minha família, pelo apoio e motivação.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Geomática
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

AVALIAÇÃO AMBIENTAL POR GEOPROCESSAMENTO NA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA, REGIÃO LA LIBERTAD, PERU.

AUTOR: JORGE LUIS DÍAZ RIMARACHÍN
ORIENTADOR: ELÓDIO SEBEM

Data e local da defesa: Santa Maria, 11 de abril de 2012.

RESUMO

As atividades agropecuárias, sem considerar as potencialidades e limitações quanto ao uso das terras, são uma fonte potencial de degradação do meio ambiente. O trabalho teve por objetivo fazer um diagnóstico ambiental na sub-bacia do rio Angasmarca, na Região La Libertad no Peru, utilizando técnicas de geoprocessamento. Para a execução do trabalho foram incorporados a um Sistema de Informação Geográfica (ArcGIS 9.2) os dados obtidos por sensoriamento remoto (imagem multiespectral CBERS e modelo digital de elevação ASTER G-DEM 2), cartas topográficas, dados pluviométricos, análises de solo e mapas temáticos existentes (geologia, solos, ecologia). A partir da caracterização morfométrica da área de estudos, obtivemos o uso potencial das terras (a partir do coeficiente de rugosidade), caracterizando áreas passíveis de degradação por conflitos ambientais e identificamos áreas susceptíveis à erosão laminar apoiado na Equação Universal de Perda de Solos (EUPS). Da análise das condições hidrológicas e de solos das microbacias avaliadas através do índice de circularidade (Ic), coeficiente de compacidade (Kc) e fator de forma (Kf), a região é favorável a processos de escoamento superficial, mas no entanto não sujeita a enchentes. Na avaliação do uso potencial do solo, constatou-se que 33,18% da área da sub-bacia apresenta-se apropriada para a prática agrícola, 52,12% para pastagem, 9,45% para pastagem/florestamento e 5,25% para florestamento. 50,88% (17.963,53ha) da área total da sub-bacia encontra-se em conflito de uso, portanto necessita de adequações que diminuam a degradação ambiental. Na análise da erosividade das chuvas verificou-se que o valor médio anual (índice EI30) da sub-bacia é de $4.762\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (fator R), com uma média mensal de $396,8\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Já para o período chuvoso (outubro a abril) foi de $4.678,5\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (considerado erosivo) e para o período seco (maio a setembro) de $83,5\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (considerado não erosivo). Portanto verificou-se que estimativas de perdas de solo superiores a $97,82\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, estão localizadas em microbacias de maiores declividades, totalizando $88,88\text{km}^2$ da área da sub-bacia, entretanto, as microbacias onde ocorrem menores perdas de solos (média de $77,47\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ - $76,92\text{km}^2$), estão localizadas em terrenos mais planos. As modelagens matemáticas realizadas no Sistema de Informação Geográfica possibilitaram a integração de dados das estimativas do potencial de erosão laminar e da avaliação ambiental Físico-Conservacionista, permitindo espacializar às áreas de risco potencial tanto de conflitos de uso do solo, erosão e deterioração ambiental, o que permite propor ações mitigadoras para áreas que apresentam maiores problemas.

Palavras-chave: Geoprocessamento, bacia hidrográfica, erosão hídrica, conflito ambiental, deterioração ambiental.

ABSTRACT

Master Thesis
Post Graduation Program in Geomatic
Federal University of Santa Maria, RS, Brazil

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT BY GEOPROCESSING OF THE SUB-BASIN ANGASMARCA RIVER, IN LA LIBERTAD REGION, PERU.

AUTHOR: JORGE LUIS DÍAZ RIMARACHÍN

ADVISOR: ELÓDIO SEBEM

Date and Place of Defense: Santa Maria, April 11, 2012.

ABSTRACT

The agricultural activities, without considering the potential and limitations on the land use, are a potential source of environmental degradation. This study proposed the environmental diagnose of the sub-basin Angasmarca river, in La Libertad region in Peru, using geoprocessing techniques. For the execution of the work were incorporated into a Geographic Information System (ArcGIS 9.2) data obtained by remote sensing (CBERS multispectral image and ASTER DEM G-2 digital elevation model), topographic maps, rainfall data, soil analyzes and thematic maps existing (geology, soils, ecology). From the morphometric characterization of the study area, we obtained the potential use of land (from the roughness coefficient) characterizing areas liable to degradation by environmental conflicts and identify areas susceptible to laminar erosion supported in Equation Universal Soil Loss (USLE). From the analysis of hydrologic conditions and soils of watersheds evaluated by the circularity index (CI), compactness coefficient (Kc) and form factor (Kf), the region is favorable to processes of runoff, but nevertheless not subject to floods. In the evaluation of potential soil use, it was found that 33.18% of the sub-basin is appropriate for agricultural practice, 52.12% for pasture, 9.45% for pasture/forestry and 5.25% for forestry. 50.88% (17963.53 ha) of the total area of the sub-basin is in use conflicts therefore requires adaptations that reduce environmental degradation. In the analysis of rainfall erosivity was found that the annual average value (EI30) is $4.762 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{year}^{-1}$ (R factor), with a monthly average of the $396.8 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$. In the rainy season (October to April) was $4678.5 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (considered erosive) and the dry season (May to September) of $83.5 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (considered non-erosive). Therefore the estimates soil losses upper than $97.82 \text{ t.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$ area located in the watersheds with the greater slopes (88.88 km^2), however, the watersheds with the lowest soil loss area (mean $77.47 \text{ t.ha}^{-1}.\text{year}^{-1} - 76.92 \text{ km}^2$) area located on flatter land. The mathematical modeling performed in the Geographic Information System enabled the integration data of the estimates of erosion potential laminar and environmental assessment Physical-Conservationist, permitting spatialize areas the potential risk both conflicts of land use, erosion and environmental deterioration, the which allows to propose mitigation actions for areas that present the biggest problems.

Keywords: Geoprocessing, watershed, water erosion, environmental conflict, environmental deterioration.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de uso da terra de acordo com Rocha (2001).	40
Tabela 2 - Classes de uso potencial do solo e valores ponderados.....	41
Tabela 3 - Efeito do comprimento de rampa sobre as perdas da erosão. Médias a base de 1.300 mm de chuva e declives entre 6,5 e 7,5%.	48
Tabela 4 - Efeito do comprimento de rampa nas perdas de solo	48
Tabela 5 - Efeito do tipo de solo nas perdas por erosão.	50
Tabela 6 - Valores do fator C para diferentes condições de uso e manejo do solo...62	
Tabela 7 - Valores de P, para algumas práticas conservacionistas.	63
Tabela 8 - Valores de C e P para alguns tipos de manejo do solos.	63
Tabela 9 – Fator da matéria orgânica (a) e fator efeito da permeabilidade (b).	66
Tabela 10 - Formações ecológicas identificadas na sub-bacia do rio Angasmarca, mediante observações feitas em campo.	86
Tabela 11a - Análise das características químicas e físico-mecânicas dos solos da sub-bacia Angasmarca.....	93
Tabela 12 - Classificação do Uso Potencial da Terra.....	105
Tabela 13 – Classes utilizadas na classificação do uso e ocupação do solo.....	106
Tabela 14 - Classificação dos pesos referentes às classe de RN e Uso atual.....	107
Tabela 15 - Classes de conflito (degradação ambiental)	107
Tabela 16 - Classificação de declividades para o estudo.....	112
Tabela 17 - Valores de P, C e fator CP para alguns tipos de manejo dos solos adotados para a Sub-Bacia de Angasmarca.....	113
Tabela 18 - Parâmetros morfométricos da sub-bacia Angasmarca.....	117
Tabela 19 - Variáveis morfométricas correlacionadas com a geometria das microbacias	118
Tabela 20 - Variáveis relativas à composição da rede de drenagem e relevo das microbacias	118
Tabela 21 - Estimativa da classe de uso potencial do solo segundo os coeficientes de rugosidade.....	122
Tabela 22 - Aptidão de uso potencial das terras por microbacias	123
Tabela 23 - Classificação de uso e ocupação do solo da sub-bacia Angasmarca. .	125
Tabela 24 - Uso e ocupação da terra por microbacia para avaliação físico-conservacionista da sub-bacia do rio Angasmarca.	126
Tabela 25 – Conflitos por microbacia avaliação físico-conservacionista da sub-bacia do rio Angasmarca	128

Tabela 26 - Quadros de indicadores ambientais (alternativas - valor ponderado) para o diagnóstico físico-conservacionista.	132
Tabela 27 - Valores significativos: encontrados, mínimos e máximos.....	133
Tabela 28 - Localização dos postos pluviométricos utilizados no estudo.....	137
Tabela 29 - Índice médio mensal e anual da precipitação referente ao período de 1981 a 2010 (período de 30 anos).....	137
Tabela 30 - Índice de Erosividade R = EI30, referente ao período de 1981 a 2010 (30 anos). $EI_{30} = 67.355r2P0.85$	137
Tabela 31 - Erosividade média anual e mensal, probabilidade de ocorrência (Pr) e período de retorno(T), para a área de estudo no período de 1981 a 2010.....	139
Tabela 32 - Erodibilidade dos solos da sub-bacia Angasmarca - Fator K, segundo aplicação da fórmula e do nomograma de Wischmeier e Smith (1978).....	140
Tabela 33 - Comprimento de rampa (L), Declividades (S) e Fator topográfico (LS).	142
Tabela 34 – Análise de resultados do comprimento de rampa (fator L)	142
Tabela 35 - Análise das declividades médias das microbacias	143
Tabela 36 - Análise do fator topográfico (LS)	143
Tabela 37 - Valores médios ponderados de CP para as classes de uso e ocupação de agricultura e pastagem em cada uma das microbacias da sub-bacia do rio Angasmarca.....	145
Tabela 38 - Potencial de erosão natural da microbacias do rio Angasmarca	146
Tabela 39 - Classes do potencial natural de erosão para a sub-bacia do rio Angasmarca, adaptado de Bertoni & Lombardi Neto (1999); Scopel (1988) e Nascimento (1998).	147
Tabela 40 - Perdas de solo em microbacias na sub-bacia do rio Angasmarca	149
Tabela 41 - Perdas de solo por erosão laminar microbacias- aplicação da EUPS: $A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP$	150
Tabela 42 - Valores de tolerância a perdas de solos, para a sub-bacia do rio Angasmarca segundo metodologia de Oliveira (2004).	152

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<i>ASTER</i>	<i>Advanced Spacebone Thermal Emission and Reflection</i>
<i>ANA</i>	<i>Agencia Nacional de Aguas</i>
<i>ARS</i>	<i>Serviço de Pesquisa Agrícola</i>
<i>CBERS</i>	<i>China-Brazil Earth Resources Satellite</i>
<i>CCD</i>	<i>Charge Coupled Device</i>
<i>DEM</i>	<i>Digital elevation model</i>
<i>ERTS</i>	<i>Earth Resources Technology Satellite</i>
<i>EGM96</i>	<i>Earth Gravitational Model 1996</i>
<i>EUPS</i>	<i>Equação Universal de Perda de Solo</i>
<i>FWD</i>	<i>Fast Watershed Delineation method</i>
<i>FWTools</i>	<i>Frank Warmerdam Tools</i>
<i>GeoTIFF</i>	<i>Padrão de metadados Tagged Image File Format</i>
<i>GRASS-GIS</i>	<i>Geographic Resources Analysis Support System -GIS</i>
<i>IBGE</i>	<i>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística</i>
<i>INPE</i>	<i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais</i>
<i>IR</i>	<i>InfraRed</i>
<i>IRMSS</i>	<i>Infrared Multispectral Scanner</i>
<i>MBH</i>	<i>Microbacia Hidrográfica</i>
<i>MNTs</i>	<i>Modelos Numericos de Terreno</i>
<i>MNT</i>	<i>Modelamento Numérico do Terreno</i>
<i>MDT</i>	<i>Modelamento Digital do Terreno</i>
<i>m.s.n.m</i>	<i>Metros sobre o nível do mar</i>
<i>MSS</i>	<i>Multispectral Scanner System</i>
<i>NASA</i>	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
<i>ONERN</i>	<i>Oficina Nacional de Evaluación Recursos Naturales</i>
<i>REM</i>	<i>Radiação Eletromagnética</i>
<i>RN</i>	<i>Ruggdeness Number - coeficiente de rugosidade</i>
<i>SPRING</i>	<i>Sistema de processamento de Informações Georeferenciadas</i>
<i>SWIR</i>	<i>Shortwave-Infrared</i>
<i>SCG</i>	<i>Sistema de coordenadas Geográficas</i>
<i>SIRGAS</i>	<i>Sistema de Referencia Geocéntrico pelas Américas</i>
<i>SIG</i>	<i>Sistema de Informação Geográfica</i>
<i>SIGs</i>	<i>Sistemas de Informações Geográficas</i>
<i>SR</i>	<i>Sensoriamento Remoto</i>
<i>SCS</i>	<i>Servicio de Conservação do solo</i>
<i>TM</i>	<i>Thematic Mapper</i>
<i>TIR</i>	<i>Thermal Infrared</i>
<i>TIN</i>	<i>Irregular Triangulated Network</i>

<i>UTM</i>	<i>Universal Transversa de Mercator</i>
<i>VNIR</i>	<i>Visíveis, Near-Infrared</i>
<i>RUSLE</i>	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
<i>USDA</i>	<i>United States Department of Agriculture</i>
<i>USGS</i>	<i>United States Geological Survey</i>
<i>USLE</i>	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
<i>WEPP</i>	<i>Water Erosion Prediction Project</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

<i>Adim</i>	<i>A dimensional</i>
Km	Quilômetro
W	Watt
<i>MJ/ha.mm</i>	<i>Mega Joules por Hectares por Milímetro</i>
<i>mm/h</i>	<i>Milímetros por Hora</i>
<i>Mm/s</i>	<i>Milímetros por Segundo</i>
<i>dag kg⁻¹</i>	<i>Decagrama por Quilograma</i>
Kg	Quilograma
mm	Milímetro
m	Metro
Km	Kilometro
h	Hora
MHz	Mega-Hertz
<i>pH</i>	<i>Potencial Hidrogenio</i>
s	Segundos
<i>t/ha.ano</i>	<i>Toneladas por Hectare por Ano</i>
min	Minuto
µm	Micrometro

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de uma bacia hidrográfica com: área de contribuição, linha divisora de águas e ponto de saída.....	28
Figura 2 – Representação gráfica métodos de ordenação de cursos de água propostos por Strahler (1957) e Shreve (1966), respectivamente.....	35
Figura 3 - Representação gráfica da obtenção da erodibilidade do solo experimentalmente.....	56
Figura 4 - Nomograma para determinação da erodibilidade do solo para converter para o Sistema Internacional de unidade, basta dividir o valor de K deste nomograma por 7,59.....	58
Figura 5 - Etapas do geoprocessamento em projetos ambientais.....	70
Figura 6a - Satélite CBERS2-Sensor CCD	71
Figura 7 - Imagem CBERS2 da área de estudo da sub-bacia Angasmarca.	71
Figura 8 - Sensor ASTER a bordo do Satélite Terra gerando uma imagem com estéreo-par uma em Nadir e outra em “backdoor” (<i>desde dois ângulos sobre a mesma área</i>).....	72
Figura 9 - Visualização estereoscópica de satélite e imagens bidimensionais. Vista panorâmica e simulações de vôo podem ser gerados pelo uso combinado de dados DEM e dados de imagem satélite ou um mapa.....	72
Figura 10 - Representação de uma bacia hidrográfica dividida em sub-bacias e diagrama dos percursos de água até a saída.	75
Figura 11 - Representação do MNT para uma bacia hidrográfica, (a) grade regular; (b) TIN; (c) Curvas de nível.	76
Figura 12 - Definição de um elemento típico construído com linhas de fluxo e baseada em um MNT representado por curvas de nível.....	77
Figura 13 - Direções de fluxo obtidas com MNT em Grade regular.	78
Figura 14 - Relação topológica entre elementos definida pela direção dos fluxos....	79
Figura 15 - Fluxograma do processo de delimitação de microbacias hidrográficas e 2 redes de fluxo, a partir de um MDE.....	80
Figura 16 – Mapas de Localização da área de estudo, sub-bacia do rio Angasmarca.	83
Figura 17 - Mapa de localização da sub-bacia do rio Angasmarca na bacia hidrográfica do rio Santa.	84
Figura 18 - Mapa ecológico da sub-bacia Angasmarca.	86
Figura 19 – Mapa geológico da sub-bacia o rio Angasmarca	87
Figura 20 - Mapa de solos da sub-bacia o rio Angasmarca	90

Figura 21 - Fluxograma simplificado da caracterização morfométrica das microbacias da sub-bacia do rio Angasmarca.	98
Figura 22 - Fluxograma simplificado do procedimento para avaliar a deterioração ambiental físico-conservacionista da sub-bacia Angasmarca.....	1
Figura 23 - Fluxograma simplificado do procedimento para o calculo da perda de solo, aplicação da Equação Universal de Perda de Solos EUPS.....	110
Figura 24 – Altimetria – Modelo Digital do Terreno. SIG-ArcGIS 9.2.....	115
Figura 25 – Mapa de declividades gerado a partir do MDT.	116
Figura 26 – Delimitação das microbacias hidrográficas.....	119
Figura 27 - Mapa de declividades media das microbacias.	120
Figura 28 - Classificação do uso potencial do solo das microbacias hidrográficas, e acordo com a metodologia do RN.	122
Figura 29- Mapa de uso e ocupação do solo. SPRING 5.1.6 (INPE)	124
Figura 30 - Mapa de deterioração ambiental e prioridades de manejo por microbacias.....	129
Figura 31 - Reta de Deterioração Ambiental Físico-Conservacionista.	133
Figura 32 - Histograma de distribuição dos valores médios mensais das precipitações (mm) das estações pluviométricas da sub-bacia Angasmarca (1981-2010)	135
Figura 33 - Histograma de distribuição dos valores da erosividade para a sub-bacia de Angasmarca no período de 1981 a 2010. a) valores médios mensais da erosividade das chuvas. b) valor $EI_{30} = R$, EI_{30} Seco: para período seco, EI_{30} chuvoso: para período chuvoso, M-mensal: Ei_{30} médio mensal.....	136
Figura 34 – Mapa de perdas de solo por microbacia.....	149

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	23
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1 CARACTERIZAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	27
2.1.1 Conceitos.....	27
2.1.2 Cursos de água	28
2.1.3 Padrões de drenagem	29
2.2 ANÁLISE MORFOMÉTRICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	29
2.2.1 Variáveis morfológicas correlacionadas com a geometria da bacia	30
2.2.1.1 Área e Perímetro da bacia	30
2.2.1.2 Coeficiente de compactidade (Kc)	31
2.2.1.3 Índice de circularidade (IC)	31
2.2.1.4 O Fator de forma (Kf).....	32
2.2.1.5 Índice de sinuosidade do curso de água (Is)	33
2.2.1.6 Maior comprimento (C) e largura (L).....	34
2.2.2 Variáveis morfológicas relativas à composição da rede de drenagem e relevo....	34
2.2.2.1 Ordenação dos cursos d'água	34
2.2.2.2 Comprimento total da rede de drenagem (Ct)	35
2.2.2.3 Comprimento total dos canais por ordem (Ctw):	36
2.2.2.4 Comprimento de rampa médio do escoamento superficial (Cr).	36
2.2.2.5 Densidade hidrográfica (Dh)	36
2.2.2.6 Densidade de drenagem (Dd).....	37
2.2.2.7 Declividade média (H).....	38
2.2.2.8 Coeficiente de rugosidade (RN).....	39
2.2.2.9 Altitude (h).....	40
2.3 DIAGNÓSTICO FÍSICO-CONSERVACIONISTA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS	40
2.3.2 CONFLITOS QUANTO AO USO POTENCIAL DO SOLO E A QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA.	42
2.3.3 AVALIAÇÃO E RECUPERAÇÃO DO AMBIENTE EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADES DE PLANEJAMENTO.....	42
2.4 EROÇÃO HÍDRICA E PERDA DE SOLOS	43
2.4.1 Conceitos de erosão hídrica.....	43
2.4.2 Mecanismo da erosão hídrica	43
2.4.3 Fatores que influem na erosão.....	44
2.4.3.1 A chuva	44
2.4.3.2 Infiltração	46
2.4.3.3 Topografia do terreno	46
2.4.3.4 Cobertura vegetal	48
2.4.3.5 Natureza do solo.....	49

2.4.4 Formas de erosão hídrica.....	50
2.4.4.1 A Erosão laminar.....	51
2.4.4.2 Modelos matemáticos para a predição das perdas de solo.....	51
2.4.5 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS).....	52
2.4.5.1 O índice de erosividade da chuva - Fator R.....	54
2.4.5.2 Determinação do índice de erosividade EI30 – Fator R	54
2.4.5.3 Erodibilidade dos solos - Fator K	55
2.4.5.4 Comprimento de rampa - Fator L.....	59
2.4.5.5 A Fator declividade - Fator S	59
2.4.5.6 Fator topográfico - Fator LS	60
2.4.5.7 Fator uso e manejo do solo - Fator C	61
2.4.5.8 Fator práticas conservacionistas - Fator P.....	62
2.4.6 Potencial Natural de Erosão (PNE)	64
2.4.7 Fator uso, manejo e práticas conservacionistas - Fator CP	64
2.4.8 A tolerância de perdas de solo por erosão laminar	65
2.4.9 Aplicações e limitações da equação universal de perdas de solo EUPS.....	66
2.5 GEOMÁTICA E GEOPROCESSAMENTO EM ESTUDOS AMBIENTAIS	67
2.5.1 Conceitos e modelos espaciais em Geomatica.....	67
2.5.2 Conceitos de Geoprocessamento	68
2.5.3 Aplicação das técnicas de geoprocessamento nos estudos ambientais.....	69
2.5.4 Sensoriamento remoto	70
2.5.4.1 Imagens de satélite CBERS.....	70
2.5.4.2 Imagens de satélite G-DEM2 ASTER	72
2.5.5 O Uso de sistemas de informações geográficas (SIGs).....	73
2.6 GEOPROCESSAMENTO NA MODELAGEM HIDROLÓGICA	74
2.6.1 Conceitos de modelagem hidrológica.....	74
2.6.2 Discretização espacial de uma bacia hidrográfica.....	75
2.6.3 Modelo numérico do terreno (MNT).....	75
2.6.4 Direções de linhas de fluxo.....	77
2.6.5 Análise hidrológica com sistemas de informação geográfica	80
2.6.6 Aplicação do método rápido FWD de delimitação de bacias hidrográficas.....	80
3. CARACTERIZAÇÃO DA AREA DE ESTUDO	83
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	83
3.2 CLIMA E ZONAS DE VIDA REGIONAL.....	85
3.2.1 Clima.....	85
3.2.2 Unidades Ecológicas – Zonas de vida da sub bacia.	85
3.3 GEOLOGIA – ESTRATIGRAFIA E RECURSOS ESTRUTURAIS	87
3.3.1 Formação Goyllaresquizga (Ki-g)	88
3.3.2 Formação Chicama (Js-chic).....	88
3.3.3 Formação Vulcânica Calipuy (KTI-vca)	88
3.3.4 Formações Depósitos Morrénicos e Fluviograciares (Q-fg)	89

3.4 SOLOS - GRANDES GRUPOS DE SOLOS	89
3.4.1 Grandes unidades de solos.....	89
3.4.2 Descrição de associações de grandes grupos de solos.	92
4. MATERIAL E MÉTODO.....	95
4.1 MATERIAL.....	95
4.1.1 Cartografia base da área de estudo.....	95
4.1.2 Imagens de sensoriamento remoto.....	95
4.1.2.1 Imagens G-DEM2 do sensor ASTER	95
4.1.2.2 Imagem de satélite CBERS-2.....	96
4.1.3 Dados pluviométricos de estações meteorológicas	96
4.2 Equipamentos.....	96
4.3 MÉTODO.....	97
4.3.1 Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Angasmarca.....	97
4.3.1.1 Elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT), a partir de curvas de nível das cartas topográficas.....	98
4.3.1.2 Elaboração MDT a partir de imagens ASTER G-DEM2.	99
4.3.1.3 Delimitação de microbacias hidrográficas	99
4.3.1.4 Elaboração dos mapas de declividade (S) e redes de drenagem (RD) para a sub-bacia do rio Angasmarca.	100
4.3.1.5 Obtenção das variáveis morfométricas.....	101
4.3.2 Diagnóstico físico-conservacionista	104
4.3.2.1 Classificação do uso potencial do solo (UP).....	104
4.3.2.2 Classificação do uso e ocupação do solo.....	105
4.3.2.3 Determinação de conflitos de uso.....	106
4.3.2.4 Áreas a reflorestar	107
4.3.2.5 Excesso ou disponibilidade de agricultura nas microbacias.....	108
4.3.2.6 Áreas a serem trabalhadas para o manejo correto da microbacia	108
4.3.2.7 Áreas deterioradas por microbacia	108
4.3.2.8 Porcentagem de deterioração de cada microbacia	109
4.3.2.9 Prioridades de manejo por microbacia	109
4.3.2.10 Códigos e critério de estratificação.....	109
4.3.2.11 Determinação do modelo matemático da deterioração ambiental.....	110
4.3.3 Diagnóstico de áreas com risco potencial de erosão.	110
4.3.3.1 Estimativa da erosividade da chuva (R)	111
4.3.3.2 Estimativa indireta da erodibilidade dos solos (K)	111
4.3.3.3 Comprimento de rampa (L).....	112
4.3.3.4 Fator topográfico - Fator LS.....	112
4.3.3.5 Uso e manejo de práticas conservacionistas (Fatores C e P)	112
4.3.3.6 O potencial natural de erosão (PNE).....	113
4.3.3.7 Perdas de solo por erosão na sub-bacia.	114
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	115
5.1 ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA	116
5.2 AVALIAÇÃO FÍSICO-CONSERVACIONISTA DAS MICROBACIAS.....	121

5.2.1 Classificação do uso potencial do solo.....	121
5.2.2 Classificação de uso e ocupação do solo.....	124
5.2.3 Determinação de áreas de conflito de uso na sub-bacia.....	127
5.2.4 Áreas a florestar	129
5.2.5 Disponibilidade e ou excesso em agricultura	130
5.2.6 Áreas a serem trabalhadas para o manejo correto de cada microbacia	130
5.2.7 Área deteriorada por microbacia (grau de deterioração).....	130
5.2.8 Porcentagem de deterioração de cada microbacia.	130
5.2.9 Prioridades de manejo das microbacias.....	131
5.2.10 Diagnóstico físico-conservacionista-códigos e critérios de estratificação	131
5.2.11 Modelo matemática da deterioração ambiental.....	133
5.3 POTENCIAL DE EROÇÃO DA SUB-BACIA DO RIO ANGASMARCA.....	134
5.3.1 Fator erosividade (Fator R).....	134
5.3.2 Erodibilidade dos solos (fator K).....	139
5.3.3 Comprimento de Rampa (Fator L).....	141
5.3.4 Declividade (Fator S).....	142
5.3.5 Fator topográfico (Fator LS)	143
5.3.6 Fator uso e manejo de prática conservacionista (Fator CP)	144
5.3.7 Perda de solo.....	146
5.3.7.1 Potencial natural de erosão (PNE).....	146
5.3.7.2 Perda de solo por unidade de área (A) (t.ha ⁻¹ ano ⁻¹).....	147
5.4 AÇÕES MITIGADORAS PROPOSTAS PARA AS ÁREAS DE CONFLITOS E DE EROÇÃO HÍDRICA	152
6. CONCLUSÕES.....	155
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157

INTRODUÇÃO

A adoção da bacia hidrográfica como unidade básica de intervenção, se constitui numa opção que visa garantir o sucesso dos empreendimentos conjuntamente com a melhoria das condições ambientais (POLITANO et al., 1988). A bacia hidrográfica se constitui, portanto, em uma área ideal para o planejamento integrado do manejo dos recursos naturais no meio ambiente por ela definido. Para tanto, o termo “bacias hidrográficas” vem sendo frequentemente empregado em pesquisas relacionadas com o manejo e conservação do solo e da água, em áreas agrícolas e florestais, sendo fundamental, neste contexto, a relação solo-clima-vegetação (PISSARRA, 2002).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída no Brasil pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos adotando a definição de bacias hidrográficas como unidade de estudo e gestão. Assim, é de grande importância para gestores e pesquisadores a compreensão do conceito de bacia hidrográfica e de suas subdivisões.

Mesmo assim é Política Nacional no Peru instituída pela Lei de Recursos Hídricos Nº 29338 de 31 de março de 2009 e o Regulamento de Organização e Funções da “*Autoridad Nacional del Agua, ANA*”, através do Decreto Supremo Nº 039-2008-AG, estabelecem a Bacia Hidrográfica como “unidade de gestão territorial”. Consequentemente, o critério de delimitação natural do território nacional por bacias, tem sido o elemento fundamental e superior para definir a conformação e demarcação administrativa para a gestão da água e recursos naturais associados (PERU-ANA, 2011).

Outro conceito importante atribuído a microbacias é o ecológico, que considera a menor unidade do ecossistema onde pode ser observada a delicada relação de interdependência entre os fatores bióticos e abióticos, sendo que perturbações podem comprometer a dinâmica de seu funcionamento. Esse conceito visa à identificação e o monitoramento de forma orientada dos impactos ambientais (MOSCA, 2003; LEONARDO, 2003).

As características geomorfológicas de uma bacia hidrográfica como a rede de drenagem, forma, área, relevo e solos aliado ao tipo de cobertura vegetal influenciam o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica (LIMA, 1986). Por possuírem papel integrador, na busca da compreensão dos processos de evolução do relevo e dos impactos causados pela ação antrópica, possibilitam relevantes contribuições ao diagnóstico da degradação ambiental (GUERRA & CUNHA, 1996).

Segundo Antonelli e Thomaz (2007), a combinação dos diversos dados morfométricos permite a diferenciação de áreas homogêneas. Estes parâmetros podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais. Destaca-se também sua importância nos estudos sobre vulnerabilidade ambiental em bacias hidrográficas.

Neste contexto, as características morfométricas do padrão de drenagem e do relevo refletem algumas propriedades do terreno, como infiltração e deflúvio das águas das chuvas, e expressam estreita correlação com a litologia, estrutura geológica e formação superficial dos elementos que compõem a superfície terrestre (PISSARA et al., 2004).

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos primeiros e o mais comum procedimento executado em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (IOST V et al., 2007)

Dentre os principais fatores relacionados com o aumento da degradação ambiental estão as frequentes alterações não planejadas no uso da terra, acima da capacidade de suporte do solo. Nas zonas rurais, o manejo inadequado do solo, sem a observância dos limites e riscos de degradação ambiental, tem provocado o desenvolvimento de processos erosivos acelerados (GUERRA & CUNHA, 1996).

A erosão é uma das principais razões pela qual os solos agrícolas perdem sua capacidade produtiva. A retirada da vegetação nativa de uma determinada área provoca o rompimento, efêmero ou definitivo, no equilíbrio natural existente entre o solo e o meio ambiente. Via de regra, a utilização do solo para fins agrícolas inicia com a retirada da vegetação nativa, deixando o solo nu, tornando-o suscetível à erosão pela água da chuva, também denominada erosão hídrica (CABRAL et al. 2005).

A perda de solo por erosão hídrica constitui-se num dos principais problemas gerados pela ação antrópica. A falta de manejo adequado debilita os solos em grandes áreas funcionais à agricultura e à ocupação urbana, oriunda da falta de planejamento (GUERRA, 1994).

O controle da erosão deve ser efetuado mediante o uso de ações de caráter preventivo e após sua ocorrência através de ações corretivas, sendo que as informações quanto as potencialidades das terras, quanto ao seu uso e ocupação, devem ser obtidas através do mapa de risco de erosão (RIBEIRO, 2002).

A erosão nas bacias hidrográficas é considerada um dos problemas mais sérios da atualidade, influenciando a produção agrícola, devido ao conseqüente empobrecimento do solo e no abastecimento de água. O modelo de avaliação ambiental da Equação Universal das Perdas de Solo (EUPS) apresenta-se como importante ferramenta, principalmente por proporcionar fácil implementação em sistemas de informação geográfica.

O Geoprocessamento, termo amplo que abrange diferentes técnicas de tratamento e manipulação de dados geográficos a partir da utilização de programas computacionais, oferece como uma de suas técnicas o Sistema de Informação Geográfica (SIG), que “integra operações convencionais de bases de dados, com possibilidades de seleção, busca de informações e análise estatística, conjuntamente com possibilidades de visualização e análise geográfica oferecida pelos mapas” (ROSA, 2004). Assim sendo, a utilização de SIGs têm-se intensificado no âmbito das análises geomorfológicas, uma vez que otimiza os trabalhos nessa esfera de conhecimento, a partir da premissa de que é necessário conhecer a técnica, fazer uma escolha adequada da legenda associada à escala cartográfica, além de uma eficaz interpretação visual dos fatos geomórficos e de sua gênese (SOUZA, 2006).

A aplicação de modelagem matemática e de geoprocessamento na análise de sistemas ambientais são recursos desenvolvidos a muitas décadas, enquadrando-se como procedimentos teóricos no uso de uma abordagem holística, por meio de avaliações quantitativas e qualitativas. A compreensão sobre a interação entre modelagem e o uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG), parte da premissa de que os estudos das séries temporais e das análises espaciais devem acontecer conjuntamente (CHRISTOFOLETTI, 1999).

A Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), quando espacializada por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG), tem possibilitado a estimativa de perdas de solos em bacias hidrográficas (PRUSKI et al., 2006). Assim sendo, a aplicação da EUPS é válida para estudos qualitativos sobre predição de perdas de solos (FARINASSO, 2005), possibilitando a delimitação e espacialização de áreas com maior e menor susceptibilidade a erosão, favorecendo o zoneamento ambiental e, conseqüentemente o planejamento ambiental.

O diagnóstico do qualitativo do potencial de erosão dos solos da sub-bacia do rio Angasmarca, pode ser realizado por meio da integração dos fatores climatológicos, pedológicos, topográficos e antrópicos, como, precipitações e escoamento, tipo de solos, ocupação e uso da terra, declividades, Modelagem Digital do Terreno (MDT), obtidos mediante a utilização da equação universal de perda de solo (EUPS), identificando geograficamente áreas críticas quanto a erosão potencial.

Podemos também calcular o potencial erosivo das chuvas, indicado pelo fator R (EI30) da EUPS com o objetivo de identificar os períodos críticos de erosividade, buscando orientar os produtores rurais para a adoção de práticas de manejo e conservação, visando diminuir as perdas de solos.

É objetivo geral do presente estudo e realizar um diagnóstico ambiental na sub-bacia do rio Angasmarca utilizando técnicas de geoprocessamento.

São objetivos específicos:

1. Realizar a caracterização morfométrica da área de estudos.
2. Avaliação ambiental Físico-Conservacionista a partir do uso potencial do solo com base no Coeficiente de Rugosidade (RN).
3. Avaliação ambiental com base a perdas de solo por erosão hídrica obtida por meio da Equação Universal de Perdas de Solo.
4. Utilizar Sistema de Informação Geográfica para espacializar as áreas potenciais a conflitos de uso, áreas susceptíveis a erosão laminar e degradação ambiental.
5. Propor ações mitigadoras para áreas de conflito, para que os impactos ambientais decorrentes da utilização indiscriminada dessas terras tenham sua magnitude reduzida.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Caracterização de bacias hidrográficas

2.1.1 Conceitos

Diversas definições de bacia hidrográfica foram formuladas ao longo do tempo. Assim Barrella (2001), define bacia hidrográfica como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada, a bacia hidrográfica, nas regiões mais altas do relevo por divisores d'água, onde as águas das chuvas ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático.

Segundo Silveira (2001), bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, a bacia hidrográfica é composta de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório (Figura 1). A quantidade de água que atinge os cursos d'água depende do tamanho da mesma, da precipitação total, de seu regime e das perdas devido à evaporação, transpiração e infiltração (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Lima e Zakia (2000) acrescentam ao conceito geomorfológico da bacia hidrográfica, uma abordagem sistêmica. Para estes autores as bacias hidrográficas são sistemas abertos, que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio, podendo ser descritas em termos de variáveis interdependentes, que oscilam em torno de um padrão, e, desta forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Assim, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, acarretará em uma mudança compensatória que

tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico.

Ainda, o conceito de bacia hidrográfica está associado a uma compartimentação geográfica delimitada por divisores de água, que encaminha o escoamento superficial resultante para um sistema fluvial (curso d'água). O divisor segue uma linha rígida em torno da bacia, atravessando o curso d'água somente no ponto de saída, unindo os pontos de máxima cota entre bacias (VILELA & MATOS, 1975).

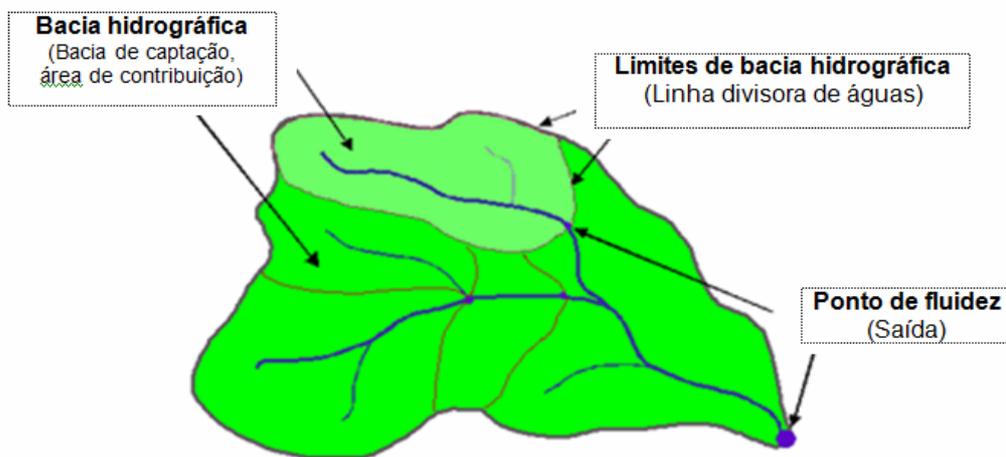


Figura 1 - Representação de uma bacia hidrográfica com: área de contribuição, linha divisora de águas e ponto de saída.

Fonte: ArcGIS Desktops Helps, Hydrologic Analyst ESRI, 2008

2.1.2 Cursos de água

De acordo com Villela & Mattos (1975), os cursos d'água, podem ser classificados em três tipos:

1. Perenes: cursos d'água que contém água durante todo o tempo, sendo que o lençol freático mantém uma alimentação contínua e não desce nunca abaixo do leito do curso d'água;
2. Intermitentes: estes cursos d'água, em geral, escoam durante as estações de chuvas e secam nas de estiagem;

3. Efêmeros: estes cursos d'água existem apenas ou imediatamente após os períodos de precipitação e só transportam escoamento superficial.

2.1.3 Padrões de drenagem

A forma da rede de drenagem é um produto da complexa relação entre causa e efeito, considerando-se a causa como a erosão e o efeito a drenagem, refletindo influências de inúmeras variáveis, tais como o clima e a constituição física e química do solo (HORTON, 1945; STRAHLER, 1957; CHRISTOFOLETTI, 1969).

As características do padrão de drenagem repercutem no comportamento hidrológico e litológico de cada unidade do solo. Em locais onde a infiltração é mais dificultada, ocorre maior escoamento superficial, sendo possível maior esculturação da rede hidrográfica, tendo como consequência uma densidade de drenagem mais alta (PISSARRA et al., 2004).

O movimento da água em uma bacia hidrográfica depende principalmente das características morfométricas da mesma, por isso, seu conhecimento é fundamental no estabelecimento de estratégias de manejo (SOARES, 2000).

2.2 Análise morfométrica de bacias hidrográficas

A análise morfométrica é utilizada para caracterizar quantitativamente uma bacia hidrográfica por meio de variáveis numéricas que podem ser obtidas diretamente de um mapa topográfico. Atualmente, o processo de extração dessas variáveis é feito automaticamente por meio de Modelos Numéricos de Terreno (MNTs), usufruindo das ferramentas disponíveis em grande parte dos Sistemas de Informações Geográficas. Estudos têm demonstrado que a exatidão dos parâmetros extraídos automaticamente com MNT é muito próxima daquela obtida com métodos manuais. Eash (1994) avaliou vinte e quatro características morfométricas em dez bacias hidrográficas, comparando os métodos: manual e automático. Das doze

medidas morfométricas básicas, apenas a declividade apresentou diferença significativa entre os dois métodos, e é subestimada no método automático.

A análise morfométrica, que compreende o levantamento de índices numéricos que classificam as redes de drenagem, pode contribuir para estudos de erosão, tendo em vista que a respectiva análise possibilita avaliar o grau de energia e a susceptibilidade de ocorrência dos processos erosivos (MOREIRA & PIRES NETO, 1998) citado por Costa (2005).

Existem inúmeros parâmetros os quais caracterizam as bacias hidrográficas. Rocha (2001) afirmam que os parâmetros que mais se relacionam com a deterioração ambiental são os comprimentos das ravinas, densidade de drenagem, índice de circularidade, índice de forma, declividade média e coeficiente de rugosidade (*Ruggdeness Number - RM*).

Os parâmetros ou variáveis que caracterizam uma bacia hidrográfica objeto de estudo podem-se agrupar em dois: variáveis morfométricas correlacionadas com a geometria da bacia e variáveis relativas à composição da rede de drenagem e relevo.

2.2.1 Variáveis morfométricas correlacionadas com a geometria da bacia

As variáveis Morfológicas correlacionadas com a geometria da bacia: área (A), perímetro (P), coeficiente de compacidade (Kc), índice de circularidade (IC), fator de forma (Kf), índice de sinuosidade do curso de água (Is), maior comprimento (C) e largura (L).

2.2.1.1 Área e Perímetro da bacia

Área: Toda área drenada pelo sistema pluvial inclusa entre seus divisores topográficos, projetada em plano horizontal, sendo elemento básico para o cálculo de diversos índices morfométricos (TONELLO, 2005), é expressa geralmente em Km².

Perímetro: Comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas (TONELLO, 2005). É expresso em Km.

De acordo com Tonello et al. (2006), a área de drenagem de uma bacia hidrográfica tem influência sobre o volume produzido com o deflúvio superficial. A forma e o relevo, no entanto, atuam sobre a taxa ou sobre o regime dessa produção de água, assim como a taxa de sedimentação.

2.2.1.2 Coeficiente de compacidade (K_c)

O coeficiente de compacidade (K_c) relaciona o perímetro da bacia e a circunferência do círculo, cuja área é igual à da bacia de drenagem. O K_c é determinado baseado na seguinte equação:

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (2.1)$$

Em que, K_c = coeficiente de compacidade, P = perímetro(m) e A = área de drenagem (m^2).

De acordo com Villela & Mattos (1975), esse coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho. Quanto mais irregular for à bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia a uma bacia circular, possuindo alta propensão a enchentes e, para uma bacia alongada seu valor é significativamente superior à unidade, indicando menor propensão a enchentes, sendo que valores superiores a 1,47 caracterizam bacias não sujeitas a enchente. Uma bacia será mais suscetível a enchentes mais acentuadas quando seu K_c for mais próximo da unidade.

2.2.1.3 Índice de circularidade (IC)

O índice de circularidade apresentado por Miller (1953) citado por Rocha (2001), é uma variável morfométrica onde quanto maior for o valor de (IC) mais

próxima estará a mesma da forma circular, sendo maior o perigo de enchente (maior concentração de água no tributário principal). Para se calcular o (IC), utilizou-se a seguinte equação:

$$IC = 12,57 \frac{A}{P^2} \quad (2.2)$$

onde IC é o índice de circularidade, A área de drenagem (m²) e P o perímetro (m). O índice de circularidade tende para unidade à medida que a bacia aproxima-se a forma circular e diminui a medida que a forma torna alongada, segundo a equação (CARDOSO et al., 2006), assim, segundo Alves & Castro (2003), valores do índice de circularidade (IC) acima de 0,51 revela que a bacia tem tendência circular favorecendo os processos inundações (cheias rápidas). Porém, se o valor (IC) for igual a 0,51, nos mostra que o escoamento é moderado havendo pequena probabilidade de cheias. Contudo, os mesmos autores nos mostram que para valores de (IC) menores que 0,51, a bacia é mais alongada favorecendo desta forma o escoamento.

2.2.1.4 O Fator de forma (Kf)

O fator de forma relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo a razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz ao ponto mais longínquo do espigão). Esse comprimento é medido da foz ao ponto mais distante da bacia. Obtém-se a largura média dividindo-se a área pelo comprimento do eixo. Para bacias com largura maior que o comprimento, este valor pode ser superior à unidade. O fator de forma pode ser descrito pela seguinte equação (VILLELA; MATTOS 1975):

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (2.3)$$

em que, Kf = fator de forma; A = área de drenagem (m²), e L o comprimento do eixo da bacia (m).

O fator de forma indica maior ou menor tendência a enchentes, pois em uma bacia com fator de forma baixo há uma possibilidade menor de uma chuva intensa cobrir toda a sua extensão do que em uma bacia com mesma área e fator de forma maior (VILELLA & MATTOS, 1975).

Segundo Silva & Melo (2006), a bacia hidrográfica com valor de Kf menor que 0,5 tende a não ter tendência a enchentes, e valor abaixo de 0,75 indica maior tendência a enchentes. Costa (2005) afirmou que maiores valores de kf, determinam maiores vazões de enchentes, sendo tais bacias mais sujeitas aos fenômenos erosivos.

2.2.1.5 Índice de sinuosidade do curso de água (Is)

Índice de sinuosidade é a relação entre o comprimento do canal principal (do rio) e o comprimento de um talvegue, que seria o seu comprimento reto medido a partir do fundo do seu leito ou distância vetorial entre os extremos do canal (ALVES; CASTRO, 2003). A expressão para o cálculo do Índice de sinuosidade é descrita pelos autores como:

$$Is = \frac{L}{Dv} \quad (2.4)$$

Sendo: Is = índice de Sinuosidade; L= comprimento do canal principal e Dv = distância vetorial do canal principal.

A sinuosidade do curso de água (Is) é um fator controlador da velocidade de fluxo, pois quanto maior a sinuosidade, maior a dificuldade encontrada pelo rio no seu caminho à foz, portanto menor a velocidade. Segundo Vilela & Mattos (1975) o índice de sinuosidade descreve o grau de tortuosidade dos cursos de água, sendo um fator controlador da velocidade de escoamento das águas.

Para Alves & Castro (2003), valores de índice de sinuosidade (Is) iguais a um, revelam que o canal de drenagem tende a ser retilíneo. Contudo, caso (Is) seja superior a 2, rios tortuosos; sendo que valores intermediários indicam formas

transacionais. A sinuosidade dos canais é influenciada pela carga de sedimentos, pela compartimentação litológica, estruturação geológica e pelo declive dos rios.

2.3.1.6 *Maior comprimento (C) e largura (L)*

Maior comprimento (C): representa a linha reta que une a foz até o ponto extremo sobre a linha do divisor de águas, na direção aproximada do vale principal e é expressa em quilômetros (km) (SCHUM, 1956).

Maior Largura (L): é a maior dimensão linear que a bacia apresenta num eixo transversal ao vale por ela formado. Mede-se transversalmente ao maior comprimento, sendo expressa em quilômetros (km) (STRAHLER, 1958).

2.2.2 Variáveis morfológicas relativas à composição da rede de drenagem e relevo

As variáveis relativas à composição da rede de drenagem e relevo: ordem dos cursos de água (n), densidade hidrográfica (Dh), densidade de drenagem (Dd), declividade média (H), comprimento de rampa médio do escoamento superficial (Cr), coeficiente de rugosidade (RN), altitude (h), amplitude altimétrica (Δh).

2.2.2.1 *Ordenação dos cursos d'água*

Ordenação dos cursos d'água consiste em fazer uma classificação de determinado curso d'água (ou da área drenada que lhe pertence) no conjunto total da bacia hidrográfica na qual se encontra.

A ordem dos cursos d'água segundo Strahler,(1958), na Figura 2 os canais sem tributários são designados de primeira ordem. Os canais de segunda ordem são os que se originam da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter

afluentes também de primeira ordem. Os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens, e assim sucessivamente (SILVEIRA, 2001).

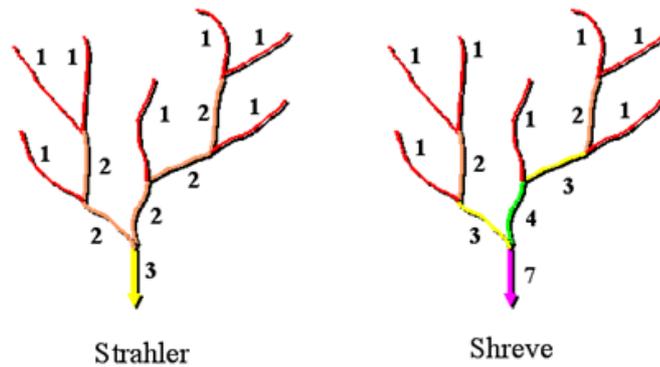


Figura 2 – Representação gráfica métodos de ordenação de cursos de água propostos por Strahler (1957) e Shreve (1966), respectivamente.

Fuente: ArcGIS Desktops Helps, Hydrologic Analyst ESRI, 2008

Em uma bacia, cada segmento de determinada ordem é responsável pela drenagem de uma área. Dessa forma, cada segmento de ordem superior drena uma área cada vez maior à medida que aumenta a ordem dos canais. Assim sendo, identificando-se as quantidades de bacias para cada ordem, pode-se calcular a área média das bacias de determinada ordem (CHRISTOFOLETTI, 1980).

2.2.2.2 Comprimento total da rede de drenagem (C_t)

Corresponde ao comprimento total do segmento de rio que forma a rede de drenagem da bacia hidrográfica (HORTON, 1945) e expressa em quilômetro (km).

2.2.2.3 Comprimento total dos canais por ordem (Ctw):

Representa o comprimento total dos segmentos de rios em cada ordem, sendo identificados por Ctw (Ctw1, Ctw2, etc.) (FRANÇA, 1968).

2.2.2.4 Comprimento de rampa médio do escoamento superficial (Cr).

Segundo Silva & Melo (2006), a importância deste parâmetro está no cálculo do tempo de concentração da bacia hidrográfica. Calcula-se o comprimento de rampa a partir do método do retângulo equivalente, usado para estimar o índice de extensão média do escoamento sobre os solos apresentada pela seguinte expressão:

$$Cr = \frac{1}{4 \cdot Dd} = \frac{A}{4 \cdot Ct} \quad (2.5)$$

Em que, Cr é obtido em km e a densidade de drenagem (Dd) em $\text{km} \cdot \text{km}^{-2}$, Ct = comprimento total de todos os canais (km) e A = a área de drenagem (km^2).

Segundo Villela & Mattos (1975), o comprimento de rampa (Cr) influencia diretamente na perda de solo, pois rampas muito extensas podem gerar escoamentos superficiais com grandes velocidades. Este índice é definido como sendo a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água de uma bacia.

2.2.2.5 Densidade hidrográfica (Dh)

Densidade hidrográfica (Dh), e a relação existente entre o número de rios ou cursos d'água e a área da bacia hidrográfica expressa pela equação:

$$Dh = \frac{N}{A} \quad (2.6)$$

Sendo: Dh = densidade hidrográfica, N = número de rios ou cursos d' água e A= área de drenagem.

A finalidade deste índice é comparar a frequência ou a quantidade de cursos d'água existentes em uma área de tamanho padrão, como por exemplo, o quilômetro quadrado (CRHISTOFOLETTI, 1969).

2.2.2.6 Densidade de drenagem (Dd)

Christofoletti (1980) define a densidade de drenagem como a razão entre o comprimento total do sistema de drenagem com a área da bacia hidrográfica. O índice é expresso pela equação:

$$Dd = \frac{Ct}{A} \quad (2.7)$$

Onde, Dd = a densidade de drenagem (km.km⁻²); Ct = comprimento total de todos os canais (km) e A = a área de drenagem (km²).

Para calcular o comprimento devem ser medidos tanto os rios perenes como os temporários, (HORTON, 1945). Segundo Vilella & Mattos (1975) o índice da Dd varia de 0,5 km.km⁻², para bacias com drenagem pobre, a 3,5 ou mais, para bacias excepcionalmente bem drenadas.

Segundo Horton (1945), as bacias de menor tamanho e de grau hierárquico de ordem menor, apresentam valores de Dd mais elevados. Isto ocorre, pois os segmentos de ordens inferiores localizam-se nos regiões mais elevadas dos cursos d'água, onde a declividade é mais acentuada (CHRISTOFOLETTI, 1980). Nesse caso, conforme aumenta a área da bacia e a ordem da rede de drenagem incorporam-se áreas topograficamente mais suaves dando, origem a espaços com densidades de drenagem baixa.

Fatores como o clima, topografia e vegetação podem influenciar na densidade de drenagem de uma bacia (CHRISTOFOLETTI, 1980). Para Alves & Castro (2003) a variável Dd relaciona-se diretamente com os processos climáticos atuantes na área estudada, os quais influenciam o fornecimento e transporte de material detrítico.

Bauer (1980) descreve a estreita relação existente entre a densidade de drenagem e a produção de sedimentos pelas bacias hidrográficas. Conclui-se que para algumas bacias pequenas uma densidade de drenagem mais alta pode ser comparada com taxas de sedimentos também mais elevadas (GARBOSSA, 2003).

2.2.2.7 Declividade média (H)

A declividade dos terrenos de uma bacia controla em boa parte a velocidade com que se dá o escoamento superficial, afetando por tanto o tempo que leva a água da chuva para concentrar-se nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem das bacias (VILELLA & MATOS, 1975). A declividade média da sub-bacia é dada por:

$$H = \frac{\sum LCN \cdot \Delta h}{A} \cdot 100 \quad (2.8)$$

Em que, H = declividade média (%), $\sum LCN$ = somatório dos comprimentos de todas as curvas de nível na sub-bacia mapeada (m), A = área da sub-bacia (m²) e Δh = equidistância das curvas de nível (m).

Segundo Rocha (2001), a magnitude dos picos de enchente e infiltração de água, trazendo, como consequência, maior ou menor grau de erosão, depende da declividade média da bacia ou micro bacia (que determina maior ou menor velocidade de escoamento da água superficial), associada à cobertura vegetal, tipo de solo e tipo de uso da terra.

A declividade média da microbacia, em conjunto com o tipo de solo e cobertura vegetal, determina a maior ou menor velocidade do escoamento

superficial da água, estando assim diretamente associado com a magnitude dos picos de cheia e conseqüentemente com a maior ou menor erosão do solo (ROCHA, 2008).

2.2.2.8 Coeficiente de rugosidade (RN)

Segundo Rocha (2001), o Coeficiente de Rugosidade (RN), é um parâmetro que direciona o uso potencial das terras rurais em micro bacias hidrográficas, determinando áreas de conflito, quanto às suas características, para atividades de agricultura, pecuária, silvicultura, reflorestamento ou para preservação permanente. Desta forma, quanto maior for o valor do RN entre sub-bacias, maior o perigo de erosão, estabelecendo quatro classes de coeficientes, segundo tabela 1.

O coeficiente RN determinado pelo produto entre a densidade de drenagem (Dd) e a declividade média (DME), expresso pela equação:

$$RN = Dd \cdot DME \quad (2.9)$$

Em que, Dd = Densidade de drenagem (km. km⁻²); DME = Declividade média da micro bacia (%).

Segundo Mello Filho (1992), os conflitos de uso da terra podem acontecer em duas situações: quando o tipo de uso da terra contraria a destinação recomendada a partir do coeficiente de rugosidade (RN), ou quando o uso da terra subestime o potencial da terra, com baixa produtividade e ou por técnicas inadequadas. Assim, o uso do coeficiente de rugosidade orienta a atividade a ser desenvolvida de acordo com o uso potencial da terra. Deste modo, Pereira Filho (1986), afirma que a capacidade de uso da terra e RN se equivale em quase a totalidade dos casos e, propôs que se substitua a capacidade de uso da terra pelo coeficiente RN, que é um método mais rápido e preciso na determinação do uso potencial das terras rurais em bacias hidrográficas, mesmo assim com base no coeficiente de rugosidade pode-se elaborar um diagnóstico físico-conservacionista em bacias hidrográficas e conhecer o seu grau de deterioração (BARACUH, 2003).

Tabela 1 – Classes de uso da terra de acordo com Rocha (2001).

Clave	Classe de Uso da Terra
A	Terras apropriadas para culturas agrícolas/urbanização
B	Terras apropriadas para pastagens/ urbanização
C	Terras apropriadas para pastagens e florestas
D	Terras apropriadas para florestas

2.2.2.9 Altitude (h)

A variação de altitude associa-se com a precipitação, evaporação e transpiração, conseqüentemente sobre o deflúvio médio. Grandes variações de altitude em uma bacia acarretam diferenças significativas na temperatura média, a qual, por sua vez, causa variações na evapotranspiração. Mais significativas, porém, são as possíveis variações de precipitação anual com a elevação.

A Amplitude Altimétrica (Δh) é a variação entre a altitude máxima e altitude mínima.

2.3 Diagnóstico físico-conservacionista de microbacias hidrográficas

2.3.1 Uso potencia da terra - UP

Segundo Rocha, (2001), a partir do coeficiente de rugosidade é possível calcular a aptidão do uso da terra, baseado apenas nas características físicas da microbacia. Considera-se que a partir da amplitude de variação dos valores de RN numa microbacia é possível definir as classes de aptidão da terra consideradas na tabela 2, a seguinte.

Tabela 2 - Classes de uso potencial do solo e valores ponderados.

Classes de uso da terra	Valores ponderados
A	10
B	7
C	4
D	1

Para tal basta calcular o RN para cada uma das microbacias. A partir da amplitude de variação do RN, obtém-se o intervalo de variação de cada classe. É possível então calcular os limites de variação de RN admitidos em cada classe de utilização, sabendo que à classe A correspondem os menores valores de RN e à classe D correspondem os maiores valores de RN encontrados. Finalmente classificam-se cada uma das microbacias hidrográficas quanto ao uso potencial da terra.

A classe de uso de cada microbacia representa a vocação predominante na microbacia, determinada a partir das condições médias dos parâmetros físicos determinados para essa mesma microbacia.

Segundo Rocha (2008) as microbacias com declividade média menor que 15% devem ser florestadas com 25% de cobertura (mínimo), e declividades médias maiores ou iguais a 15%, devem ser florestadas com 50% de cobertura (mínimo). Isto porque se admite serem estes os mínimos de cobertura florestal que garantem a produção de biomassa superficial necessária à preservação dos recursos hídricos, fauna, flora, conservação do solo, à satisfação das necessidades em termos econômicos, energéticos e ecológicos.

Assim para microbacias com declividade média inferior a 15%, a área a florestar será igual a 25% da área total da microbacia, subtraída do valor da área florestal existente nessa mesma microbacia hidrográfica, enquanto que para microbacias com declividade média superior a 15%, será de 50% da área total da microbacia, subtraída da área florestal existente (Dill, 2001).

Quando o uso potencial da terra se apresentar na classe A, significa que a ela deve ser atribuído o valor ponderado 10 (pior situação ambiental), que representa o maior valor a ser pago no passivo ambiental.

2.3.2 Conflitos quanto ao uso potencial do solo e a qualidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica.

A exploração dos recursos naturais é conceituada como um processo de apropriação ambiental, onde demanda diagnósticos que contemplem as necessidades de se prevenir impactos ambientais, tanto para se evitar a degradação dos ambientes a serem explorados, quanto para minimizar as degradações já ocorridas, proporcionando subsídios técnicos para o planejamento das ações mitigadoras.

Segundo Rocha, (2001), os conflitos de uso da terra figuram entre os maiores responsáveis pelas erosões, assoreamentos de rios e de barragens.

2.3.3 Avaliação e recuperação do ambiente em bacias hidrográficas como unidades de planejamento

Rocha (2001) afirmam que é aconselhável começar a recuperação do ambiente a partir da adoção da bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento. A sua adoção como unidade de gestão e planejamento tem sido uma tendência mundial que vem ganhando força no Brasil, após a regulamentação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei nº 9433, de 1997).

A avaliação ambiental em bacias hidrográficas possibilita compreender e mensurar o meio segundo as relações mantidas entre seus elementos e aspectos físicos, bióticos, econômicos, sociais e culturais; capacitando pessoas, por meio de dos conhecimentos adquiridos e dominados, para a adoção de práticas conservacionistas na região (PISSARRA, 2002) A avaliação possibilita a identificação das potencialidades de uso e não uso, de ocupação, suas vulnerabilidades e desempenho de futuro estimado, otimizando decisões ligadas a preservação, conservação e desenvolvimento sustentável (MACEDO, 1991).

2.4 Erosão hídrica e perda de solos

2.4.1 Conceitos de erosão hídrica

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010), erosão é o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causado pela água e pelo vento. As enxurradas, provenientes das águas de chuva que não ficaram retidas sobre a superfície, ou não se infiltraram, transportam partículas de solo em suspensão e elementos nutritivos essenciais em dissolução. Outras vezes esse transporte de partículas de solo se verifica, também, por ação do vento, que tem início na remoção da cobertura vegetal pelo homem para cultivar o solo.

Segundo Galetti (1982), a erosão é um processo que pode ser definido como a desagregação, o transporte e a deposição do solo, subsolo e rochas em decomposição, pelas águas ventos ou geleiras.

A erosão quando ocorre de forma natural é classificada como gradual e lenta, tendendo o solo a uma condição relativamente mais estável. Entretanto, quando o homem atua como agente acelerador do processo erosivo, devido a não adoção de técnicas apropriadas de diagnóstico e conservação do solo, os danos ambientais podem ser severos.

2.4.2 Mecanismo da erosão hídrica

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010), as gotas de chuva que golpeiam o solo contribuem para a erosão da seguinte maneira: desprendem as partículas de solo no local que sofre a seu impacto; transportam por salpicamento as partículas; imprimem energia, em forma de turbulência à água de superfície. A água que se escorre na superfície de um terreno, principalmente nos minutos iniciais exerce uma ação transportadora.

O movimento do solo pela água é um processo complexo, influenciado pela quantidade, intensidade e duração da chuva, natureza do solo, cobertura vegetal, declividade da superfície do terreno.

2.4.3 Fatores que influem na erosão

A erosão é causada por forças ativas, como as características da chuva, a declividade e comprimento do declive do terreno e a capacidade que tem o solo de absorver água, e por forças passivas, como a resistência que exerce o solo à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal (PRUSKI, 2009),

2.4.3.1 A chuva

A chuva é um dos fatores climáticos de maior importância na erosão dos solos. O volume e a velocidade da enxurrada dependem da intensidade, duração e frequência da chuva.

Segundo Pruski (2009), a chuva constitui o agente responsável pela energia necessária para a ocorrência da erosão hídrica, tanto pelo impacto direto das gotas sobre a superfície do solo quanto pela capacidade de produzir o escoamento superficial.

Os totais anuais precipitados têm pouca relevância no processo de ocorrência da erosão hídrica, sendo muito importante neste a consideração da distribuição do tamanho, a velocidade de queda, o número, momento, e a energia cinética das gotas, bem como a intensidade, duração e frequência da chuva. O conjunto dessas características é comumente conhecido como erosividade da chuva, que representa a sua capacidade de provocar erosão.

A erosividade tem sido usualmente expressa como uma função potencial da intensidade de precipitação, sendo os primeiros estudos, com vistas a obter uma equação para determinar a energia cinética das gotas de chuva, realizados por Wischmeier e Smith (1958), os quais propuseram um índice de erosividade da chuva

denominado EI₃₀, definido como o produto da energia cinética da chuva pela intensidade máxima ocorrida em qualquer período de 30 minutos consecutivos.

É muito importante o estudo da força com que a gota de chuva golpeia o solo. A determinação da energia cinética da chuva natural pode ser calculada segundo Wischmeier, Smith & Uhland (1958), com a seguinte equação.

$$KE = 916 + 331 \cdot \log I \quad (2.10)$$

em que KE é a energia cinética em toneladas-pés/acre-polegada e I é a intensidade da chuva em polegada/hora.

No sistema métrico, segundo Lombardi Neto & Moldenhauer (1980), tal equação seria apresentada por

$$EC = 12,14 + 8,88 \cdot \log I \quad (2.11)$$

em que EC é energia cinética em toneladas-metro/hectare-milímetro e I é a intensidade da chuva em mm/h.

A energia cinética associada à chuva que incide sobre uma área (EC), expressa em $MJ \text{ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, pode ser obtida pela equação proposta por Wischmeier, Smith (1958) e modificada por Foster et al (1981):

$$EC = 0,119 + 0,0873 \cdot \log I \quad (2.12)$$

em que I é a intensidade da chuva em mm/h.

Foster et al.(1981), salienta que o diâmetro das gotas não é aumentado quando a intensidade de precipitação excede 76 mm s^{-1} . A partir dessa condição, a energia cinética da chuva passa a ter um valor constante e igual a $0,283 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Uma vez determinados os valores de EC e I₃₀ o índice de erosão associado a essa chuva pode ser calculado pela equação:

$$EI_{30} = EC I_{30} \quad (2.13)$$

em que EI_{30} = índice de erosão, $MJ\ ha^{-1}$ multiplicado por $mm\ h^{-1}$; e ECl_{30} = intensidade máxima média de precipitação em 30 minutos, $mm\ h^{-1}$.

Pela soma dos valores do índice de erosão de cada chuva pode-se quantificar a erosividade da chuva no período. Para calcular a erosividade da chuva para um local, é recomendável que seja estimado o valor médio do índice de erosão para um período de no mínimo, 20 anos.

2.4.3.2 Infiltração

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010), a infiltração é o movimento da água dentro da superfície do solo. Quanto maior sua velocidade, menor a intensidade de enxurrada na superfície e, conseqüentemente reduz-se a erosão. O movimento de água através do solo é realizado pelas forças da gravidade e de capilaridade; esse movimento através dos grandes poros, em solo saturado, é fundamentalmente pela gravidade, enquanto em um solo não saturado é principalmente pela capilaridade.

2.4.3.3 Topografia do terreno

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010), a topografia do terreno, representada pela declividade e pelo comprimento dos lançantes, exerce acentuada influência sobre a erosão. O tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água dependem da velocidade com que ela escorre, e essa velocidade é uma resultante do comprimento do lançante e do grau de declive do terreno. Analisando os dados de perdas, por erosão, obtidas nas estações experimentais do instituto Agrônomo de Campinas, determinou o efeito do declive nas perdas por erosão, que pode ser expresso pela seguinte equação:

$$T = 0,145 D^{1,20} \quad (2.14)$$

onde T = perda de solo em quilograma/unidade de largura/unidade comprimento; 0,145 = constante de variação D = grau de declive do terreno, em porcentagem; 1,18 = expoente

O efeito de comprimento de rampa, segundo dados obtidos por Bertoni (1959), pode ser expresso pela equação abaixo:

$$T = 0,166 C^{1,63} \quad (2.15)$$

onde T = perda de solo em quilograma por unidade de largura; 0,166 = constante de variação, C = comprimento de rampa do terreno, em metros; 1,63 = expoente

O efeito simultâneo dessas duas características topográficas o grau de declive e comprimento de rampa, segundo Bertoni (1957), pode ser obtido pela seguinte expressão.

$$T = 0,018 D^{1,18} C^{1,63} \quad (2.16)$$

onde: T = perda de solo em quilograma por unidade de largura; D = grau de declive em porcentagem; C = comprimento de rampa, em metros.

Na Tabela 3 o efeito do comprimento de rampa sobre as perdas por erosão, é bastante esclarecedor. Pode-se notar que quadruplicando-se o comprimento de rampa quase que se triplicam as perdas de solo por unidade de área, diminuindo mais da metade as perdas de água também por unidade de área. Para os comprimentos de 25, 50 e 100 metros de rampa, verifica-se uma proporção de 1:1,4:2,3 em perdas de solo, e de 1: 0,7 : 0,2 em perdas de água por unidade de área.

O comprimento de rampa é um dos mais importantes fatores na erosão do solo, porém os dados são frequentemente mal interpretados. Duplicando-se o comprimento da rampa, as perdas do solo são mais do dobro, porém a perda por hectare não é duplicada. A tabela 4 esclarece melhor o efeito do comprimento de rampa.

Tabela 3 - Efeito do comprimento de rampa sobre as perdas da erosão. Médias a base de 1.300 mm de chuva e declives entre 6,5 e 7,5%.

Comprimento de rampa (m)	Perdas de solo (t/ha)	Perdas de água (% da chuva)
25	13,9	13,6
50	19,9	10,7
100	32,5	2,6

Fonte: Bertoni & Lombardi Neto, 2010

Tabela 4 - Efeito do comprimento de rampa nas perdas de solo

Comprimento de rampa (m)	Média (t/ha)	1°S 25 m (t/ha)	2°S 25 m (t/ha)	3°S 25 m (t/ha)	4°S 25 m (t/ha)
25	13,9	13,9	--	--	--
50	19,9	13,9	25,9	--	--
75	26,2	13,9	25,9	38,8	--
100	32,5	13,9	25,9	38,8	51,4

Fonte: Bertoni & Lombardi Neto, 2010

2.4.3.4 Cobertura vegetal

A cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão, o efeito da vegetação pode ser assim enumerado:

1. Proteção direta contra o impacto das gotas de chuva;
2. Dispersão da água, interceptando-a e evaporando-a antes que atinja o solo;
3. Decomposição das raízes das plantas que formando canalículos do solo, aumentam a infiltração da água;
4. Melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica, aumentando assim sua capacidade de retenção de água;
5. Diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície.

2.4.3.5 Natureza do solo

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010) a erosão não é a mesma em todos os solos. As propriedades físicas, principalmente estrutura, textura, permeabilidade e densidade, assim como as características químicas e biológicas do solo exercem diferentes influências na erosão.

Suas condições físicas e químicas, ao conferir maior ou menor resistência à ação das águas, tipificam o comportamento de cada solo exposto a condições semelhantes de topografia, chuva e cobertura vegetal.

A textura, ou seja, o tamanho das partículas é um dos fatores que influem na maior ou menor quantidade de solo arrastado pela erosão. Assim por exemplo, o solo arenoso, com espaços porosos grandes, durante uma chuva de pouca intensidade, pode absorver toda a água, não havendo, por tanto, nenhum dano; entretanto, como possui baixa proporção de partículas argilosas que atuam como ligação entre as partículas grandes, uma pequena quantidade de enxurrada que escorre na sua superfície pode arrastar grande quantidade de solo. Já no solo argiloso, com espaços porosos bem menores, a penetração da água é reduzida, escorrendo mais na superfície, entretanto a força de coesão das partículas é maior, o que faz aumentar a resistência à erosão.

A estrutura, ou seja, o modo como se arranjam as partículas de solo, também é de grande importância na quantidade de solo arrastado pela erosão. Há dois aspectos de estrutura do solo a ser considerado no estudo da erosão: (a) a propriedade físico-química da argila que faz com que os agregados permaneçam estáveis em presença da água, e (b) a propriedade biológica causada pela abundância de matéria orgânica em estado de ativa decomposição. Os agregados dos solos com argila montmorilonítica são pouco estáveis em água, e as com argila caulínica, são mais estáveis, estando a ilita em posição intermediária; a maior estabilidade dos agregados condiciona menos enxurrada e menos erosão. As propriedades biológicas dos agregados são, hoje amplamente reconhecidas; a diminuição da erosão, pela estabilidade dos agregados deve-se ao efeito da coesão das partículas proporcionado pelos produtos em decomposição. A estrutura é o fator em que o lavrador, com o manejo do solo, pode exercer grande influência; a aração ajuda a preparar o solo a absorver mais água.

O conteúdo de matéria orgânica, a profundidade do solo e as características do subsolo também exercem efeito nas perdas por erosão. Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2010) a quantidade da matéria orgânica no solo é de grande importância no controle da erosão. Nos solos argilosos modifica-lhes a estrutura melhorando as condições de arejamento e de retenção de água, o que é explicado pelas expansões e contrações alternadas que redundam em seu umedecimento e secamento sucessivos. Nos solos arenosos, a aglutinação das partículas, firmando a estrutura e diminuindo o tamanho dos poros, aumenta a capacidade de retenção de água. A matéria orgânica retém de duas a três vezes seu peso em água, aumentando assim a infiltração, do que resulta uma diminuição das perdas por erosão. A profundidade do solo e as características do subsolo, contribuem para a capacidade de armazenamento da água no solo que esse mesmo solo com um subsolo mais compacto e pouco permeável.

Na Tabela 5 acha-se o efeito do tipo de solo sobre perdas por erosão. Verifica-se que os três tipos de solos, arenoso, argiloso e terra roxa.

Tabela 5 - Efeito do tipo de solo nas perdas por erosão.

Solo (Textura)	Perdas de Solo (t/ha)	Perdas de água (% da chuva)
Arenoso	21,1	5,7
Argiloso	16,6	9,6
Terra Roxa	9,5	3,3

Médias na base de 300 mm de chuva de declives entre 8,5 e 12,8%, em períodos de um ano.

Fonte: Bertoni & Lombardi Neto, 2010

2.4.4 Formas de erosão hídrica

Bertoni & Lombardi Neto (2010), a erosão causada pela água pode ser das seguintes formas: laminar, em sulcos e voçorocas: as três formas podem ocorrer simultaneamente no mesmo tempo. Essa classificação está dentro dos estágios correspondentes à progressiva concentração de enxurrada na superfície do solo.

2.4.4.1 A Erosão laminar

A erosão laminar é a remoção de camadas finas de solo de toda uma, é a forma de erosão menos notada e por isso a mais perigosa. É a lavagem da superfície do solo nos terrenos arados. A erosão laminar arrasta primeiro as partículas mais leves do solo, e considerando que a parte mais ativa do solo de maior valor, é a integrada pelas menores partículas, pode-se julgar os seus efeitos sobre a fertilidade do solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010)

A erosão laminar é um dos processos mais comuns de erosão hídrica, é um processo causado pelo escoamento difuso das águas da chuva que remove de forma progressiva e relativamente uniforme os horizontes superficiais do solo Galerani et al. (1995). Esse tipo de erosão é extremamente atuante em áreas de uso agrícola, onde os solos apresentam-se desnudos em determinadas épocas do ano, antecedendo ao período de plantio.

Os estudos de erosão laminar contam hoje com modelos de predição, que associados às técnicas de Geoprocessamento permitem a previsão de perdas de solo, possibilitando a seleção de práticas de manejo e controle que possibilitem o uso racional dos recursos solo e água mediante uso do planejamento ambiental.

O potencial natural de erosão laminar é composto por fatores pluviométricos (erosividade das chuvas), fatores pedológicos (erodibilidade dos solos) e por fatores topográficos (comprimento de rampa e declive); e do potencial antrópico composto pela interação entre as variáveis quanto ao uso e manejo do solo, aliados às práticas conservacionistas praticadas. A partir da quantificação dos potenciais natural e antrópico de erosão laminar chegou-se a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) proposta por Wischmeier & Smith (1978) apresentada mais adiante.

2.4.4.2 Modelos matemáticos para a predição das perdas de solo

A descrição físico-matemática do processo erosivo evoluiu muito a partir da década de 50, com o surgimento da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). Na época, a grande limitação de processos que permitissem a solução de equações

matemáticas induzia a utilização de procedimentos fundamentados em bases empíricas, como é o caso da EUPS.

Diversos modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados desde a década de 1950, com intuito de prever a magnitude das perdas de solo por erosão. Os mais comumente utilizados são a Universal Soil Loss Equation - USLE (modelo empírico), a Revised Universal Soil Loss Equation – RUSLE (empírico/conceitual) e o Water Erosion Prediction Project – WEPP (baseado em processos físicos).

Entretanto, nas últimas décadas, o avanço da informática permitiu o desenvolvimento de procedimentos baseados em técnicas de simulação que possibilitam considerar as variações espaciais e temporais existentes nos fatores condicionadores do processo erosivo (SILVA e PRUSKI, 1997).

2.4.5 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)

É um dos modelos de predição da erosão mais conhecidos e utilizados. Foi desenvolvido a partir de 1950, por W. H. Wischmeier, D. D. Smith e outros pesquisadores do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), do Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS), do Serviço de Conservação do Solo (SCS) e da Universidade de Perdue (EUA).

A USLE, (Universal Soil Loss Equation), na língua portuguesa conhecida como EUPS (Equação Universal de Perdas de Solos), é uma equação empírica utilizada para estimar a erosão entre sulcos (erosão laminar) e no sulco em virtude de fatores que representam o clima, o solo, a topografia e o uso e o manejo do solo (NEARING et al.,1990; LANE et al.,1992).

A EUPS é conceituada como uma das equações estimadoras de perda de solo mais aceita e utilizada, elaborada com metodologia que correlaciona à predição da média anual de perdas de solo ($t ha^{-1} ano^{-1}$), causada pela erosão hídrica laminar. Essa equação pode ser expressa matematicamente, da seguinte forma:

$$A = RKLSCP \quad (2.17)$$

em que: A = perda anual média de solo, $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; R = fator erosividade da chuva, expresso por um índice numérico que estima a capacidade da chuva de provocar erosão, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$; K = fator erodibilidade do solo, representando a suscetibilidade do solo à erosão, expresso numericamente pela relação entre a perda anual média de solo e o fator erosividade da chuva de uma parcela-padrão com 9% de declividade e 25 m de comprimento, mantida continuamente sem cobertura vegetal e cultivada morro abaixo, de forma a manter a superfície do solo livre de crostas, em $t \frac{\text{ha}^{-1}}{\square} (\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1})$; L = fator comprimento do declive, que é a relação de perdas de solo entre uma encosta com certo comprimento e a padrão com 25m, sendo as demais condições iguais; S = fator grau de declive, que é a relação de perdas de solo entre uma encosta com certo declive e a padrão com 9%, sendo as demais condições iguais; C = fatores uso e manejo, que são a relação de perdas de solo entre um solo cultivado com determinada cultura e esse mesmo solo mantido constantemente sem cobertura, isto é, nas mesmas condições do fator K; e P = fator prática conservacionista, que é a relação de perdas de solo entre um solo com determinada prática de controle da erosão e um solo sem prática conservacionista.

Cada fator foi introduzido ao modelo para representar os processos críticos que podem afetar a perda de solo em determinada encosta. Os fatores R, K, L e S são dependentes das condições naturais, já os fatores C e P são relacionados às formas de ocupação e uso dos solos (fatores antrópicos). Na sequência, são apresentados os fatores que compõem a EUPS.

A aplicação da EUPS em escalas regionais é válida para estudos qualitativos sobre predição de perdas de solos (CHAVES, 1994). Desta forma, a análise qualitativa favorece a espacialização e delimitação de áreas com maior ou menor susceptibilidade a erosão.

Baptista (1997) realizou um estudo sobre o diagnóstico ambiental de a perda laminar nos solos do Distrito Federal. Neste trabalho, identificou e mapeou o potencial erosivo do solo, por meio de integração de fatores da EUPS, utilizando um Sistema de Informação Geográfico (SIG). A seguir são detalhados os fatores que

compõem a EUPS, assim como os métodos utilizados neste trabalho para o cálculo dos respectivos índices.

2.4.5.1 O índice de erosividade da chuva - Fator R

Segundo Pruski (2009), a erosividade da chuva é representada por um índice numérico que expressa a sua capacidade da chuva, esperada em dada localidade, de causar erosão em uma área de proteção. Cabeda (1976) considera como chuva erosiva aquela que ocorre com quantidade igual ou superior a 10 mm ou que, no mínimo, seja igual a 6 mm em um período de 15 minutos.

Em a EUPS o fator R é calculado diretamente a partir de registros pluviográficos, em quanto os demais são relativos à parcela-padrão. Para obter um valor confiável para o fator R, estima-se que sejam necessários de 10 a 20 anos de coleta de dados (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

2.4.5.2 Determinação do índice de erosividade EI30 – Fator R

O potencial da chuva em causar erosão hídrica pode ser avaliado por meio de índices, que se baseiam nas características físicas das chuvas de cada região.

Wischmeier e Smith (1958), pesquisando a relação entre as diferentes características físicas da chuva e as perdas de solo evidenciadas nos Estados Unidos, com o objetivo de estabelecer um índice de erosividade que melhor estimasse a capacidade da chuva em provocar erosão, verificaram que a perda de solo provocada pelas chuvas em áreas cultivadas apresentou elevada correlação com o produto entre duas características das chuvas: energia cinética total e intensidade máxima em 30 minutos. Esse produto foi denominado índice EI30, o mesmo que foi capaz de explicar de 72 a 97% das perdas de solo causadas pelas chuvas.

Fundamentalmente, a erosividade da chuva depende da intensidade com que ocorre e da sua energia cinética que determinam o trabalho erosivo das gotas de

chuva sobre a superfície do solo. Segundo Wischmeier (1959), a energia cinética total da chuva e a sua intensidade máxima em 30 minutos, são os parâmetros pluviométricos que melhor se correlacionam com as perdas de solo por erosão hídrica.

A soma dos valores mensais de EI₃₀, de um período de vinte ou mais anos de chuva, é denominado fator R da Equação Universal de Perdas de Solo, e é expresso na unidade MJ.ha⁻¹mm.h⁻¹. O fator R é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva em provocar erosão em uma área sem proteção (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010; ALVES, 2000).

Lombardi Neto e Moldenhauer em 1980, utilizando 22 anos de registros de precipitação de Campinas, encontraram alto coeficiente de correlação para a regressão linear entre o índice médio mensal de erosão e o coeficiente de chuva, modificado do coeficiente original proposto por Fournier.

Essa metodologia utilizada para gerar os índices de erosividade (EI₃₀), obedece a critérios propostos também por Bertoni, que utiliza séries históricas de dados de chuvas de um determinado local.

$$EI_{30} = 67.355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad (2.18)$$

onde: EI = média mensal do índice de erosão em MJ.ha⁻¹.mm h⁻¹.mês⁻¹; r = precipitação média mensal em milímetros; P = precipitação media anual em milímetros.

2.4.5.3 Erodibilidade dos solos - Fator K

Segundo Farias do Valle (2008) a erodibilidade do solo é considerada a mais importante variável na predição da erosão e no planejamento do uso do solo, representa a sua susceptibilidade à erosão, podendo ser definida como a quantidade de material que é removido por unidade de área quando os demais fatores determinantes da erosão permanecem constantes.

Pruski (2009) comenta que a erodibilidade expressa a resistência do solo a erosão hídrica, sendo dependente entre outros fatores, dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos desse. O fator K na EUPS é um valor quantitativo determinado em parcelas experimentais de perdas de solo padronizadas, nas quais o solo é preparado de forma convencional (uma aração e duas dragagens), morro abaixo e mantido descoberto de maneira que os fatores LS (L= 22,1 m e S= 9%), C e P sejam iguais a 1, sendo o fator K dado pela inclinação da curva ajustada entre o índice de erosividade e a perda de solo, conforme apresentado na Figura 3.

Desta forma, ainda que fatores como chuva, declividade, cobertura vegetal e práticas de manejo sejam as mesmas, existem diferenças entre as propriedades do solo que admitem que alguns solos sejam mais erodidos que outros (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010).

A erodibilidade é função das propriedades do solo que influenciam no processo erosivo, tais como a velocidade de infiltração, a permeabilidade, resistência à dispersão, ao salpicamento, e as forças de transporte da chuva e enxurrada (STEIN et al., 1987).

As propriedades que contribuem mais significativamente para explicar a variância da perda de solo são: textura dos solos, matéria orgânica, estrutura, densidade do solo, espaço poroso ocupado por ar, concavidade e convexidade da encosta e resíduos de cultura (WISCHMEIER & MANNERING, 1969).

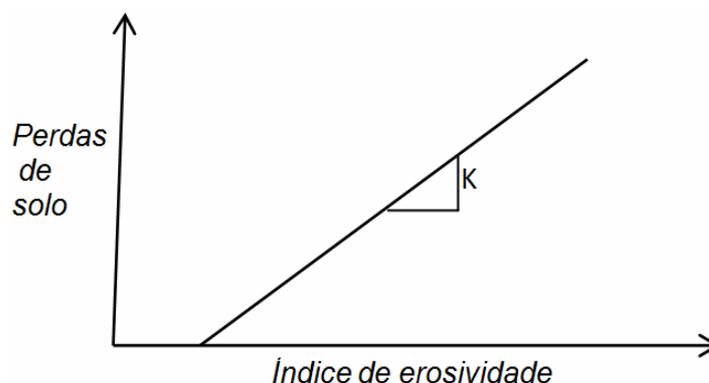


Figura 3 - Representação gráfica da obtenção da erodibilidade do solo experimentalmente.

O primeiro método para estimativa da erodibilidade do solo foi desenvolvido por Wischmeier et al.(1971), o qual consiste em uma representação gráfica (nomograma) que se baseia na combinação nas propriedades físicas dos solos (porcentagem de silte e areia muito fina; porcentagem de areia compreendida entre 2 e 0,1 mm; estrutura e classe de permeabilidade) e na porcentagem de matéria orgânica.

A obtenção indireta da erodibilidade, a partir do nomograma (Figura 4) e de modelos matemáticos que empregam atributos do solo, desenvolvidos por diversos autores (WISCHMEIER; MANNERING, 1969; WISCHMEIER et al.,1971; RÖMKENS et al. 1977), tem sido usada com sucesso nos Estados Unidos. Entretanto, não tem apresentado bons resultados quando aplicada aos solos tropicais. Devido às diferenças texturais, particularmente no tocante aos latossolos brasileiros. Isto também tem ocorrido mesmo para os métodos desenvolvidos ou adaptados para as regiões tropicais. Uma das causas dessa inadequação é a grande heterogeneidade de comportamento dos solos tropicais, em face do processo erosivo, Sendo assim, diversos autores têm sugerido o desenvolvimento de modelos para estimativa da erodibilidade específicos para cada grupamento de solos.

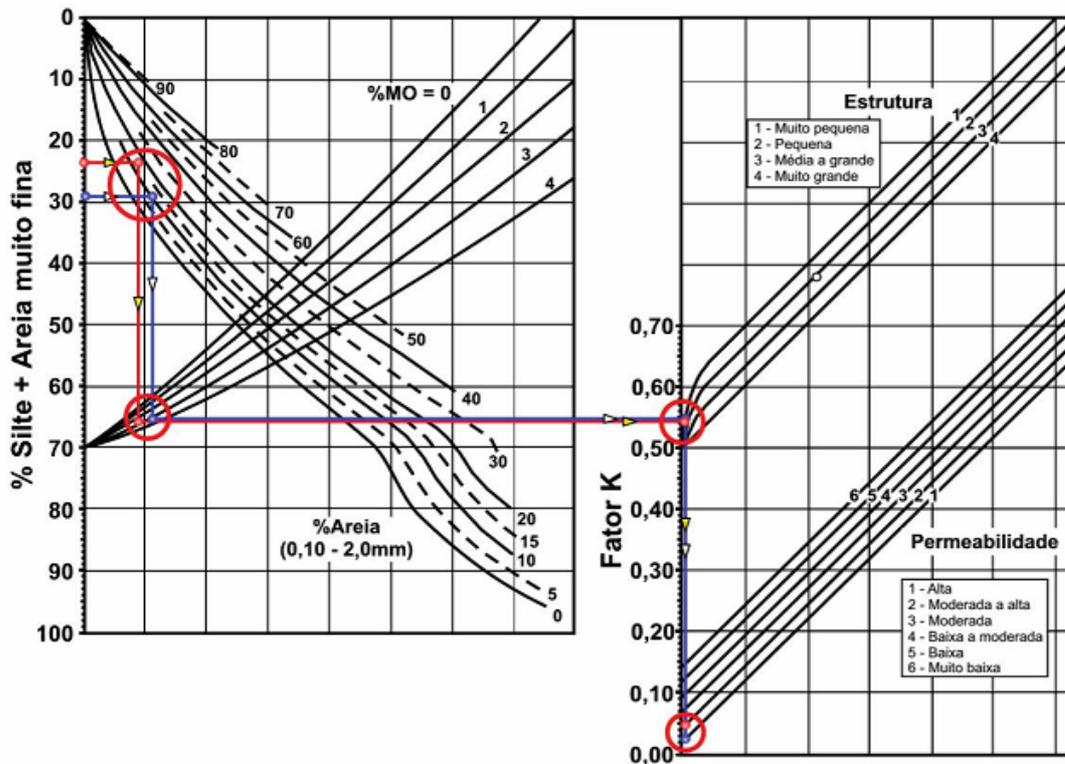


Figura 4 - Nomograma para determinação da erodibilidade do solo para converter para o Sistema Internacional de unidade, basta dividir o valor de K deste nomograma por 7,59.

Fonte: Adaptado de Renard et al (1997)

O fator de erodibilidade do solo pode também ser determinado pela equação utilizada na construção do nomograma de Wischmeier e Smith (1978):

$$K = \left[\frac{2,1 \times 10^{-4} (12 - OM) M^{1,14} + 3,25(s - 2) + 2,5(p - 3)}{100} \right] 0,1318 \quad (2.19)$$

Em que: OM = conteúdo de matéria orgânica, dag kg⁻¹; M = parâmetro que representa a textura do solo; s = classe de estrutura do solo, adimensional; e p = permeabilidade do perfil, adimensional.

O valor de M é calculado pela equação:

$$M = (\% \text{ silte} + \% \text{ areia fina})(100 - \% \text{ argila}) \quad (2.20)$$

Os valores de s para os solos de estrutura granular muito fina, granular fina, granular média ou grossa em blocos e laminar ou massiva são 1,2,3,4, respectivamente (WISCHMEIER et al., 1971).

Os valores de p para solos com permeabilidade rápida, moderada a rápida, moderada, Lenta a moderada, lenta, muito lenta são 1, 2, 3, 4, 5, 6 respectivamente (WISCHMEIER et al., 1971).

2.4.5.4 Comprimento de rampa - Fator L

O comprimento de rampa tem grande importância na perda de solo, uma vez que quanto maior for a sua extensão maior tenderá ser a velocidade do escoamento superficial. A EUPS utiliza o comprimento de rampa adotando o seu valor médio em metros. Em alguns trabalhos esse fator é obtido por medições diretas em cartas topográficas ou pela razão entre a área da bacia (m^2) e o somatório de todos os cursos de água da bacia (m), conhecido como método do retângulo equivalente modificado por Vilela & Mattos (1975), como:

$$L = A \frac{1}{4I} \quad (2.21)$$

Em que, L = comprimento de rampa (m); A = área da bacia (m^2); I = somatório do comprimento de todos os cursos d'água da bacia (m).

A equação 2.21 foi utilizada considerando-se o comprimento médio das rampas para cada microbacia,

2.4.5.5 A Fator declividade - Fator S

O volume e a velocidade das enxurradas estão diretamente relacionadas ao grau de declividade do terreno (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010). A EUPS utiliza o fator declividade como uma das variáveis topográficas, adimensional

baseada nos valores obtidos em porcentagem. Esses valores podem ser obtidos com ábacos, manualmente sobre as bases cartográficas ou por meio do Geoprocessamento, pois a maioria dos software possuem algoritmos de manipulação que percorrem o modelo numérico de terreno, aplicando a equação 2.8, para determinação da declividade.

O fator declividade S pode ser obtido segundo a metodologia desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978), com aplicação da equação 2.22:

$$S = 0,00654s^2 + 0,0456s + 0,065 \quad (2.22)$$

Onde, S+ fator declividade (adimensional) e s = declividade média da vertente em porcentagem (%).

2.4.5.6 Fator topográfico - Fator LS

Segundo Pruski (2009) a intensidade da erosão hídrica é afetada tanto pela distancia ao longo da qual se processa o escoamento superficial quanto pela declividade do terreno, representadas na EUPS pelos fatores L e S, respectivamente. Esses dois efeitos são considerados, por meio do termo designado fator topográfico LS, o qual representa a relação entre as perdas de solo em uma área com declive e comprimento de encosta quaisquer e as perdas que ocorrem em uma parcela unitária padrão, com 22,1 m de comprimento e 9% de declividade (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Este fator pode ser determinado experimentalmente ou estimado por meio da equação (2.23), proposta no "Agriculture Handbook 537".

$$LS = \left(\frac{L}{22,1}, 13 \right)^m (65,41 \text{ sen}^2 \alpha + 4,56 \text{ sen} \alpha + 0,065) \quad (2.23)$$

em que: L = comprimento da encosta em metros; α = ângulo de declive da encosta, graus; e m = parâmetro de ajuste, que varia em razão da declividade da encosta, admitindo-se o valor de 0,5 para declividade maior ou igual a 5%, de 0,4

para declividade de 3,5 a 4,5%, de 0,3 para declividade de 1 a 3% e de 0,2 para declividade menor que 1%

No Brasil, para o cálculo do fator topográfico LS, Bertoni e Lombardi Neto (1990) ajustaram uma equação utilizando-se dados de perdas de solo por erosão obtidos nos principais tipos de solos do Estado de São Paulo, partindo da relação experimental da perda de solo com diversos graus de declividade (de 1 a 20%, variando a cada 2%) e de comprimentos de rampa (de 5 a 100 m, oscilando de 5 em 5 m) (BAPTISTA, 2003). Esta equação é assim representada:

$$LS = 0,00984 L^{0,67} S^{1,18} \quad (2.24)$$

em que: L = comprimento de rampa (m); S = declividade (%).

Pruski (2009), as equações 2.23 e 2.24 pressupõem declives essencialmente uniformes, ou seja, não consideram se são côncavos ou convexos, o que constitui uma limitação do uso da EUPS.

2.4.5.7 Fator uso e manejo do solo - Fator C

O Fator uso e manejo do solo são conceituados como a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado e em um terreno desprotegido. A redução da erosão vai depender do tipo de cultura e manejo adotado, da quantidade de chuvas, da fase do ciclo vegetativo entre outras variáveis, cujas combinações apresentam diferentes efeitos na perda de solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010).

Pruski (2009), de acordo com Chaves (1994a), afirma que o fator uso e manejo do solo na equação EUPS é normalmente obtido em parcelas experimentais e representa o grau de proteção média a erosão fornecida pelo uso (lavoura, pastagem, bosque etc.) e manejo de solo (preparo convencional, cultivo mínimo, etc.). De acordo com Lane et al. (1992), o fator C advém da taxa de perda de solo durante determinado estágio de desenvolvimento da cultura comparada à perda de solo na parcela-padrão (tabela 6). Para a determinação desse fator, são

considerados estágios definidos de desenvolvimento das culturas e suas influências na erosão do solo.

Tabela 6 - Valores do fator C para diferentes condições de uso e manejo do solo.

Nº	Uso e manejo do solo	C
1	Algodão morro abaixo (AMA)	0,69
2	Algodão em nível (AEN)	0,69
3	Milho em nível (MEN)	0,34
4	Cana de açúcar em sulco e em nível (CEN)	0,15
5	Cultivo do milho com os seguintes manejos do solo	
	• Preparo convencional	0,34
	• preparos reduzidos 1, 2, 3,	0,34
	• preparo com grade pesada	0,34
6	Plantio de soja e trigo e trigo cultivados em sucessão com:	
	• Com cultivo convencional ou dragagem pesada+ niveladora)	0,54
	• Plantio direto	0,20
7	Sucessão de culturas de trigo em cultivo convencional e de soja em cultivo mínimo	
	• Cultivo da soja e preparo convencional do solo	0,25
	• Cultivo da soja em sistema de plantio direto	0,54
	• Pousio invernal e milho no verão	0,25

Fonte: Pruski, 2009, Adaptado de Bertoni; Lombardi Neto, 1990; Renard; Ferreira, 1993; Renard et al., 1997, Amorin, 2003.

2.4.5.8 Fator práticas conservacionistas - Fator P

O fator de práticas conservacionistas (P), Pruski (2009), representa o efeito de práticas conservacionistas como plantio em nível, terraceamento e plantio em faixas na erosão do solo, expressando a relação entre a perda de solo com determinada prática conservacionista e a correspondente perda quando a cultura está implantada no sentido do declive (morro abaixo). Portanto, é a relação entre a intensidade esperada de perda de solo com determinada prática conservacionista correlacionado com a disposição da cultura no sentido do declive.

Donzeli et. al. (1998), desenvolveu uma equação que é utilizada em Geoprocessamento, Nessa equação são considerados os valores de declividade para cada pixel, que atuam como fator limitante para as práticas conservacionistas, conforme a expressão:

$$P = 0,69947 - (0,08911 * S) + (0,01184 * S^2) - (0,000335 * S^3) \quad (2.25)$$

Onde: P = fator práticas Conservacionistas, S = declividade, em %.

Nas Tabelas 7 e 8 estão apresentados alguns valores de P e C, obtidas pela Seção de conservação do solo do Instituto Agronômico de Campinas.

Tabela 7 - Valores de P, para algumas práticas conservacionistas.

Tipo de Manejo - Práticas Conservacionistas	P segundo a inclinação do terreno em %.			
	2 a 7	8 a 12	13 a 18	19 a 24
Plantio morro abaixo	1,00	1,00	1,00	1,00
Plantio em contorno - faixas niveladas	0,50	0,60	0,80	0,90
Cordões de vegetação permanente	0,25	0,30	0,40	0,45
Terraceamento	0,10	0,12	0,16	0,18

Pruski, 2009; Bertoni; Lombardi Neto, 1990

Tabela 8 - Valores de C e P para alguns tipos de manejo do solo.

Classe de Uso da Terra	Valor de C	Valor de P
Floresta	0,010	0,1
Pastagem	0,260	0,4
Agricultura	0,290	0,7
Agricultura irrigada	0,360	1,0
Solo exposto	0,404	1,0

Fonte: Righeto(1998)

2.4.6 Potencial Natural de Erosão (PNE)

Sendo a erosão um processo ocasionado por forças ativas como a intensidade da chuva, declividade e comprimento de rampa do terreno e a permeabilidade dos solos e por forças passivas, como a resistência que exerce o solo à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal, na análise das perdas de solo ocasionadas pela erosão, deve-se ponderar também as quantidades de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e outros nutrientes arrastados no escoamento. (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2010).

O potencial natural de erosão é uma simplificação da Equação Universal de Perdas de Solo, onde apenas são considerados os fatores: erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K), comprimento do declive (L) e grau de declive (S).

$$PNE = R.K.L.S \quad (2.26)$$

Esta grandeza expressa a suscetibilidade de determinada área à erosão, indicando onde ocorreria maior ou menor erosão, sem levar em consideração os fatores antrópicos, cobertura vegetal e práticas conservacionistas (BRANDÃO, 2001).

2.4.7 Fator uso, manejo e práticas conservacionistas - Fator CP

As variáveis apresentadas, R, K e LS, são totalmente correlacionadas a aspectos naturais, que agrupados descreveriam o potencial natural à erosão laminar, conforme ROSA (1995).

De acordo com STEIN et. al.(1987), se na pesquisa pretende-se adequar as formas de produção agrícola de maneira a minimizar os impactos gerados sobre o meio físico, as variáveis antrópicas (C e P) da EUPS devem ser tratadas separadamente. Mas se o objetivo é espacializar fenômenos por meio do

Geoprocessamento, a obtenção dos dados de C e P pode ser analisada de forma integrada em função do uso e ocupação do solo. Assim sendo, adota-se o fator $P=1$, como sendo uma constante, por representar a pior situação de perdas de solo em função de práticas conservacionistas, tendo em vista a dificuldade quanto à obtenção confiável de P quando se utilizam técnicas de Geoprocessamento.

A estimativa do fator CP em cada microbacia é determinada mediante a aplicação da equação 2.27.

$$CP_{\text{m\u00e9dio}} = \frac{\sum(CP \times A)}{AT} \quad (2.27)$$

Onde: $\sum(CP \times A)$ = valor de CP dos itens que comp\u00f5em a atividade como as da Tabela 10 multiplicado pela percentagem da \u00e1rea de ocupa\u00e7\u00e3o da microbacia respectiva (%); AT = percentagem total da \u00e1rea da atividade em estudo na microbacia

2.4.8 A toler\u00e2ncia de perdas de solo por eros\u00e3o laminar

Sendo a eros\u00e3o um processo de perda de volume de solos, caracterizado pelo desprendimento e transporte dos sedimentos, ocasionado pela a\u00e7\u00e3o natural e ou antr\u00f3pica, provoca o decl\u00ednio de produtividade agr\u00edcola. Com a crescente necessidade de se produzir alimentos \u00e9 necess\u00e1rio determinar os limites de toler\u00e2ncia de perdas por eros\u00e3o.

A toler\u00e2ncia de perdas de solo por eros\u00e3o (T) proposto por Oliveira (2004) correlaciona o efeito da permeabilidade e teor de mat\u00e9ria org\u00e2nica com as respectivas perdas, sendo:

$$T = h r m p 1000^{-1} \quad (2.28)$$

Em que, T = toler\u00e2ncia de perdas de solo por eros\u00e3o ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$); h = espessura do horizonte (cm); r = coeficiente que expressa o efeito da rela\u00e7\u00e3o textural

entre os horizontes B e A na ponderação das perdas de solo (g.kg^{-1}); m = fator da matéria orgânica na camada de 0 a 20 cm; p = fator do efeito da permeabilidade do solo (Tabela 9).

Os valores de r são iguais a 1,0, 0,9 e 0,8, para solos com teor de argila no horizonte A maior que 40%, entre 40 e 20% e menor que 20%, respectivamente.

Tabela 9 – Fator da matéria orgânica (a) e fator efeito da permeabilidade (b).

a)	Fator da Matéria orgânica (m)		b)	Fator de Efeito da permeabilidade	
	(camada de 0 a 20cm)			(mm.h^{-1})	(p)
	> 2%	1,15		> 63,50	1,00
	1% a 2%	1,00		5,08 a 63,50	0,85
	< 1%	0,85		< 5,08	0,70

Fonte: Oliveira, 2004.

2.4.9 Aplicações e limitações da equação universal de perdas de solo EUPS

A EUPS permite estimar a perda média anual de solo provocada pelas erosões laminar e em sulcos, para as condições que foram obtidas os valores de seus componentes. Devido à base totalmente empírica, a sua aplicação em situações diferentes daquelas para as quais foi desenvolvida requer a utilização de pesquisas para obtenção dos componentes do modelo (PRUSKI, 2009).

O emprego da EUPS esta condicionada a algumas limitações implícitas na própria concepção do modelo e dos fatores do modelo. Embora seja uma equação de predição de erosão, a EUPS, não contempla o processo de deposição de sedimentos, não estima a erosão em sulcos em fase mais avançada, nem as perdas de solo no caso de chuvas isoladas, não sendo possível identificar aqueles eventos que provavelmente causarão grandes perdas de solo (PRUSKI, 2009).

Outra grande limitação da EUPS refere-se à concepção dos fatores do modelo, os quais são uma representação média da área em estudo, não levando em consideração a variabilidade espacial e temporal dos fatores, que juntamente ao fato de a EUPS não considerar o processo de deposição de sedimentos. Por exemplo, o uso da declividade média pode subestimar as perdas de solo em declives convexos e superestimar em declives côncavos. Diversos pesquisadores consideram os

cálculos do fator LS como o principal problema para o uso da EUPS em bacias hidrográficas, uma vez que, pela própria conceituação desse fator, quanto maior o comprimento de encosta maior será a perda de solo, entretanto, quando se consideram terrenos com declividades desuniformes pode ocorrer o inverso, isso é, quanto maior o comprimento maior a possibilidade de haver deposição de sedimentos ao longo da encosta (autores citados por Pruski (2009): CASTRO, 1992; RANIERI, 2000).

Finalmente Pruski (2009) afirma que apesar dessas limitações, a EUPS é considerada um bom instrumento para previsão das perdas de solo por erosão laminar, por exigir um número de informações relativamente pequeno quando comparado aos modelos mais complexos e por ser uma equação bastante conhecida e estudada. Embora não tenha sido concebida para a utilização em bacias hidrográficas, diversos autores têm aplicado a EUPS associada a sistemas de informações geográficas (SIG) para a estimativa das perdas de solo em bacias hidrográficas (autores citados por Pruski (2009): CASTRO, 1992; HAMLETT et al., 1992; MELLEROWICZ et al., 1994; RANIERI, 1996; RANIERI, 2000).

2.5 Geomática e Geoprocessamento em estudos ambientais

2.5.1 Conceitos e modelos espaciais em Geomatica

A Geomática, como nova disciplina do conhecimento surge no início dos anos 1990, para caracterizar a emergência resultante da convergência da tecnologia de informação, das ciências da Terra e Ambiente.

Segundo Da Silva (2007), a Geomática, também conhecida como Geoinformática, Ciências da Informação Espacial, Geocomputação ou Engenharia da Geoinformação, como ramo científico. Longley et al (2001), acrescenta a esse conceito dizendo que a Geomática como ciência ou Engenharia da Informação

Espacial, dedica-se a tratar questões fundamentais advindas da criação, armazenamento, manipulação, visualização e recuperação da informação geográfica em um ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs).

De maneira geral a Geomática destina-se à abordagem de dados espaço-temporais relativos a fenômenos geográficos. As técnicas por ela empregadas estão baseadas na aplicação de modelos matemáticos computacionais para a manipulação de informações espaciais. De modo abrangente, esses modelos espaciais podem ser conceituados como arcabouços teóricos que consideram o espaço como uma superfície em evolução e que neles a hipótese básica é a de que a caracterização dos fenômenos espaços-temporais é feita por meio de variáveis cuja evolução dinâmica pode ser descrita de forma contínua (MEIRELLES; CAMARA e DE ALMEIDA, 2007)

2.5.2 Conceitos de Geoprocessamento

Segundo Da Silva (2007) a tecnologia de Geoprocessamento é entendida como um ramo da tecnologia de computação eletrônica de dados, na medida em que se apóia diretamente no processamento de dados georreferenciados. Em comum com os campos ditos científicos, tem como finalidade precípua transformar registros de ocorrência (dados), em ganhos de conhecimento (informação), porém, como toda tecnologia é um conjunto de conceitos e procedimentos (programação, por exemplo) de cuja aplicação surge novos métodos, técnicas e mesmo novos conceitos, naturalmente associados ao incremento de sua utilização. Essa concepção do Geoprocessamento não é conflitante, em princípio, com conceitos decorrentes de sua aplicação, como é o conceito de Geomática.

Para Silva et al. (1987), o geoprocessamento de dados ambientais constitui-se, em sentido amplo, num meio de se fazer ciência e, mais especificamente, de investigar realidades ambientais complexas de modo abrangente, consistente e com economia de tempo e esforços. Os mesmos autores citam que a assinatura ambiental é uma associação de características naturais e sociais, encontradas no seu lugar de ocorrência. A possibilidade de extração dessas características, em termos de qualidade e quantidade, é função da disponibilidade de um mecanismo de

acesso a uma base de dados geocodificada que contenha dados relevantes para a assinatura desejada.

O Geoprocessamento e a Geomática, necessariamente se apóiam em estruturas de percepção de fenômenos ambientais, em princípio as que proporcionem a consecução de seu objetivo principal, a transformação de dados geograficamente referenciados em informação relevante. Uma destas estruturas é a visão de sistêmica, na qual a realidade é percebida como composta por fenômenos físicos ou virtuais, compondo sistemas identificáveis que se organizam segundo diversos tipos de relacionamentos, entre os quais ressaltam como exemplos relevantes para as investigações ambientais, as relações de inserção (hierarquias), topologia (proximidade/ contiguidade) e funcionalidade (causalidade). Segundo essa perspectiva, a realidade ambiental pode ser, portanto, percebida como um agregado de sistemas relacionados entre si (DA SILVA, 2007).

2.5.3 Aplicação das técnicas de Geoprocessamento nos estudos ambientais

É possível perceber um encadeamento nas atividades do Geoprocessamento, como se mostra na Figura 5.

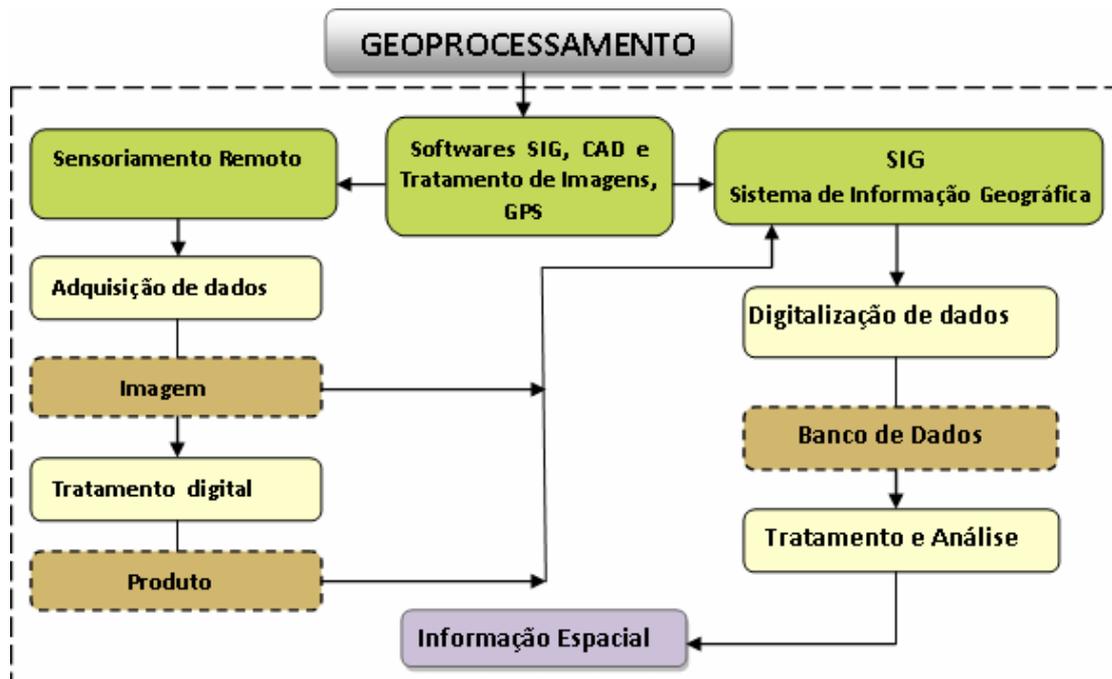


Figura 5 - Etapas do geoprocessamento em projetos ambientais.

Fonte: Adaptado de Lima e Souza (2008)

Através das técnicas de Sensoriamento Remoto obtêm-se uma imagem que passou por um tratamento digital e o produto final é transportado a um Sistema de Informação Geográfica (GIS), após do estabelecimento da metodologia adotada é a construção de um banco de dados georreferenciados, eles são submetidos a um processamento de dados e análise para gerar informações espaciais (mapas). O uso dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS) é necessário para inspeção adequada e verificação de dados de campo.

2.5.4 Sensoriamento remoto

2.5.4.1 Imagens de satélite CBERS.

Uma imagem orbital CBERS, registrada como a imagem CBERS_2_CCD1XS_20060721_190_109_L2 é uma imagem em 5 bandas, pelo sensor CCD

(ver Figura 6) de alta resolução espacial, instalado a bordo do satélite CBERS 2, com data de passagem de 21 de julho de 2006, coletada junto ao INPE (Instituto de Pesquisas Espaciais), em escala resolução de até 1:25.000, a resolução geométrica é da ordem de 20m, sendo que cada pixel representa uma área de 400m², composição colorida, com cinco canais espectrais:

Ver características do sensor e as características espectrais das imagens na Figura 7

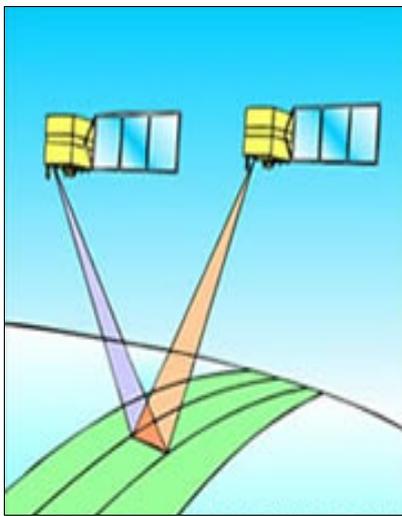


Figura 6a - Satélite CBERS2-Sensor CCD
Visão estereoscópica.
Fonte: <http://www.inpe.org.br>

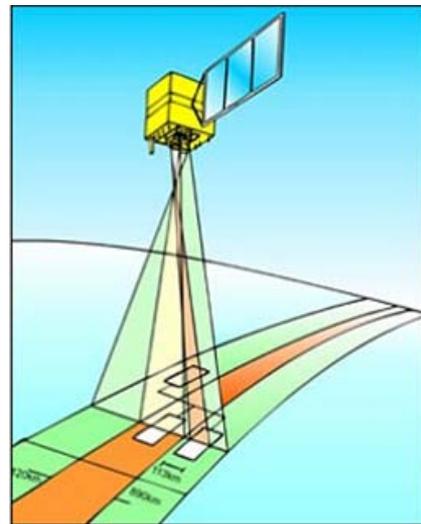


Figura 6b - Satélite CBERS2-Sensor CCD
Diferentes campos de visada.
Fonte: <http://www.inpe.org.br>

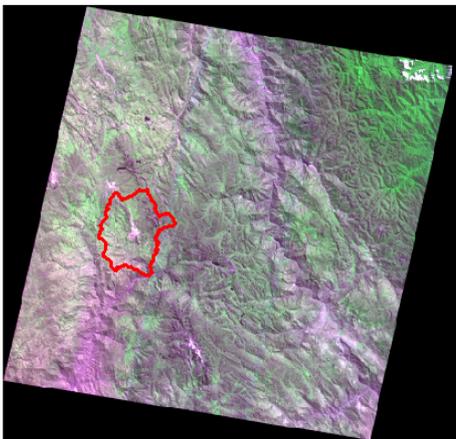


Figura 7 - Imagem CBERS2 da área de estudo da sub-bacia Angasmarcha.
Fonte: <http://www.inpe.org.br>

Sensor: Câmera CCD, Resolução espacial: 20m, resolução temporal 26 dias (visada vertical) e 3 dias (visada lateral e área imageada de 113 x 113 km).

Características espectrais das imagens:

Banda 1: 0,45 a 0,52 μm (azul),
Banda 2: 0,52 a 0,59 μm (verde),
Banda 3: 0,63 a 0,69 μm (vermelho),
Banda 4: 0,77 a 0,89 μm (infraver. próximo),
Banda 5: 0,51 a 0,73 μm (pancromática).

A Imagem da direita é de composição colorida das bandas 4.3.2.

2.5.4.2 Imagens de satélite G-DEM2 ASTER

O sensor ASTER está instalado a bordo do satélite Terra que gera imagens de alta resolução espacial, com aplicações nas diversas áreas e obtidas a través de três subsistemas de telescópios distintos: VNIR, SWIR e TIR. O módulo VNIR gera imagens de alta resolução (resolução espacial de 15 m), dispostas em 4 bandas, sendo duas na região do visível e duas na região do infravermelho (com quase o mesmo intervalo de onda, porém com um diferente ângulo de visada, uma imagem em “Nadir” (3N), a outra em “backdoor” (3B), servem para gerar visão estereoscópica), como pode ver-se nas Figuras 8 e 9,

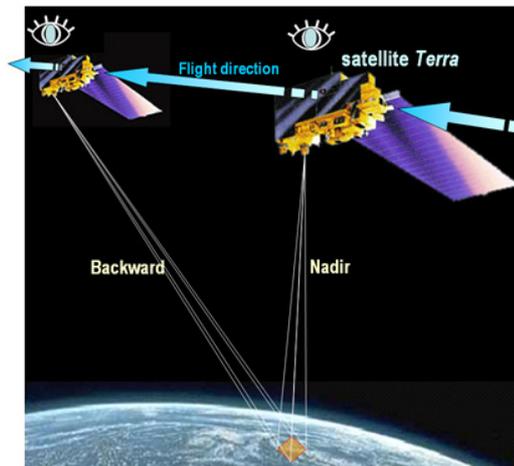


Figura 8 - Sensor ASTER a bordo do Satélite Terra gerando uma imagem com stéreo-par uma em Nadir e outra em “backdoor” (desde dois ângulos sobre a mesma área). Fonte <http://www.sat.cnpm.embrapa.br/conteudo/terra.htm>

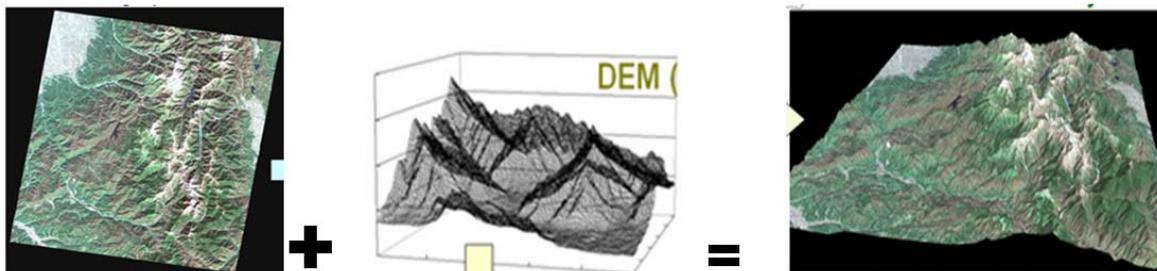


Figura 9 - Visualização estereoscópica de satélite e imagens bidimensionais. Vista panorâmica e simulações de vôo podem ser gerados pelo uso combinado de dados DEM e dados de imagem satélite ou um mapa.

Fonte <http://www.sat.cnpm.embrapa.br/conteudo/terra.htm>

O módulo SWIR gera imagens no comprimento de onda infravermelho, com resolução de 30m, dispostas em 6 bandas; e o módulo TIR, que opera no infravermelho distante com resolução de 90 m e produz imagens em 5 bandas.

Os dados da imagem ASTGTM2 estão disponibilizados num pacote que inclui um DEM (.Dem), uma avaliação da qualidade (QA,.Num), e o arquivo readme (.Pdf), compactados em um único "zip". Ambos arquivos de dados (.Dem e .Num) tem dimensões de amostra de 3.601 por 3.601 linhas, correspondentes a áreas de 1° x 1°, ou seja cenas de 60 x 60 km (grades de 3600km²). A precisão da imagem ASTGTM2 é de 1 arco-segundo = tamanho de pixel (resolução espacial de 30m na linha do Equador). Utilizou-se os dados obtidos com a banda 3 que possui resolução espectral entre 0,76 e 0,86 µm que permite visão estereoscópica a partir das visadas nadir e traseira

2.5.5 O Uso de sistemas de informações geográficas (SIGs)

Os SIGs se constituem em sistemas e processos de análise que automatizam tarefas realizadas manualmente e facilitam a realização de análises complexas, através da integração de dados geocodificados, relacionando fenômenos da realidade com sua localização espacial (FELGUEIRAS,1987; TEIXEIRA et al., 1992).

O SIG tem como características principais a capacidade de coletar, armazenar e recuperar, analisar e efetuar tratamentos de dados espaciais, possibilitando as tomadas de decisões, favorecendo atividades de gerenciamento, manutenção, operação e planejamento, além de disponibilizar a edição de mapas, textos e gráficos (MARBLE & PEUQUET, 1983; TEIXEIRA et. al.,1992).

A utilização do SIG tornou-se numa importante ferramenta de pesquisa com um numero de aplicações nas diversas áreas do conhecimento, sendo um instrumento de grande potencial para o estabelecimento de planos integrados de conservação do solo e da água. Capaz de resolver os problemas encontrados no gerenciamento de um sistema de informações, sua metodologia de utilização pode ser dividida em cinco partes básicas, que são: coleta de informações, digitalização, edição, geração das imagens e análise espaciais.

Segundo Santos (2000) o SIG é um instrumento capaz de resolver os problemas encontrados no gerenciamento de um sistema de informação ligado a novas formas de manejo ambiental.

O uso de técnicas de Geoprocessamento, em que se incluem o sensoriamento remoto e os sistemas de informação geográfica (SIG), constitui-se numa ferramenta de alto potencial para integração e análise de diferentes componentes de um sistema ambiental, permitindo a elaboração de zoneamentos e propostas de manejo específico, com base no cruzamento de diferentes planos de informação espacial (TAVARES et al., 2003).

2.6 Geoprocessamento na modelagem hidrológica

2.6.1 Conceitos de modelagem hidrológica

Um modelo hidrológico pode ser definido como uma representação matemática do fluxo de água e seus constituintes sobre alguma parte da superfície e/ou sub-superfície terrestre. Há estreita relação entre a modelagem hidrológica, a biológica e a ecológica, pois o transporte de materiais pela água é influenciado por atividades biológicas que podem aumentar ou diminuir a qualidade desses materiais na água, e o regime do fluxo de água pode afetar diversos habitats (MAIDMENT, 1993).

A bacia hidrográfica é o objeto de estudo da maioria dos modelos hidrológicos, reunindo as superfícies que captam e despejam água sobre um ou mais canais de escoamento que desembocam em uma única saída. A bacia pode constituir a unidade espacial para modelos agregados que consideram as propriedades médias para toda a bacia, ou então pode ser subdividida segundo diversas abordagens a fim de considerar suas características espacialmente distribuídas (RENNÓ E SOARES, 2007).

2.6.2 Discretização espacial de uma bacia hidrográfica

O caso mais simples de discretização espacial de uma bacia hidrográfica é dividi-la em sub-bacias ou microbacias, em que cada uma constitui um sistema agregado (concentrado ou pontual), conectadas por ligações que representam os cursos d'água (MAIDMENT, 1993). Uma representação esquemática desse modelo de discretização pode ser vista na Figura 10

Em estudos hidrológicos que analisam fluxos superficiais e sub- superficiais, a topografia é o principal fator determinante nos processos de transporte de materiais, os modelos que tratam da distribuição espacial da água da bacia hidrográfica requerem dados baseados nas características topográficas dessas bacias, tais como limites das bacias e sub-bacias, inclinação do terreno, comprimento de rampa, forma de declive, orientação das vertentes, características dos canais de drenagem e conexões entre áreas que definirão como a água se move através da paisagem (MOORE et al.,1993). Esses atributos topográficos podem ser computados com base em um Modelo Numérico de Terreno (MNT), usando-se uma variedade de técnicas.

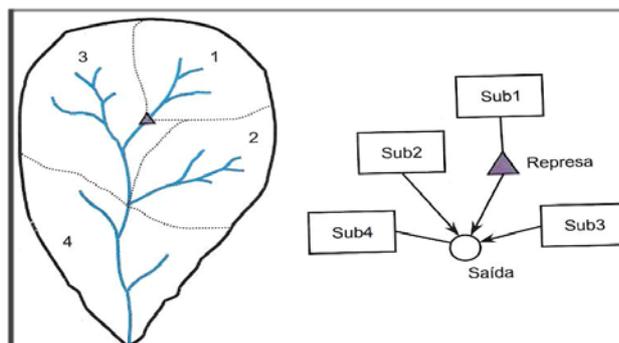


Figura 10 - Representação de uma bacia hidrográfica dividida em sub-bacias e diagrama dos percursos de água até a saída.

Fonte: Daleles Rennó; Viane Soares, (2007), adaptado de Maidment (1993)

2.6.3 Modelo numérico do terreno (MNT)

A estrutura ideal para um MNT depende do objetivo do uso do dado e de como este pode se relacionar com a estrutura de um modelo (MOORE, et al., 1991).

A Figura 16 as três principais formas de estruturar um MNT: a) grades regulares; b) grades triangulares (TIN, triangulated irregular network); e c) curvas de nível.

Uma das estruturas de dados mais amplamente utilizadas para representar um MNT consiste em uma grade regular retangular (em geral um elemento quadrado), devido a sua fácil implementação e alta eficiência computacional (COLLINS; MOON, 1981), entanto este tipo de representação possui grandes desvantagens, caminhos de fluxo determinados com grades regulares utilizados em análises hidrológicas tendem a produzir linhas de zig-zag e, portanto são de certa forma não realistas (Fig. 11a). Uma vez que grades regulares devem ser ajustadas de acordo com a rugosidade do terreno, estas produzem significativa redundância em partes mais planas do terreno (MOORE, et al., 1991).

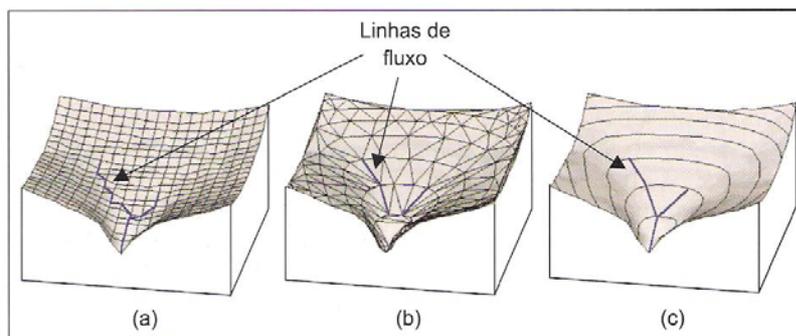


Figura 11 - Representação do MNT para uma bacia hidrográfica, (a) grade regular; (b) TIN; (c) Curvas de nível.

Fonte: Daleles Rennó; Viane Soares, (2007)

Grades triangulares são mais eficientes e flexíveis em tais circunstâncias, e as grades regulares são mais eficientes para representar atributos do terreno. Já métodos baseados em curvas de nível (Figura 11c), requerem estruturas mais complexas para armazenamento dos dados e não oferecem nenhuma vantagem computacional, mas têm a vantagem de representar explicitamente regiões de convergência e divergência (MOORE, et al., 1993).

Grades triangulares têm sido usadas em modelagens hidrológicas dinâmicas (PALACIOS-VÉLEZ; CUEVAS-RENAUD, 1986). A principal dificuldade na utilização deste tipo de estrutura de dados se dá quando as facetas dos triângulos não

possuem orientação (triângulos horizontais), o que dificulta a determinação das linhas de fluxo (Figura 11b)

2.6.4 Direções de linhas de fluxo

O método de particionamento da bacia hidrográfica baseada em curvas de nível é um modo natural de estruturar modelos hidrológicos e de qualidade de água, uma vez que esse particionamento é feito com base na hidráulica de fluidos por meio da determinação de linhas de fluxo (MOORE, et al., 1993). Essa técnica de particionamento é essencialmente vetorial. Neste conceito, um elemento de área típico é delimitado por um par de segmentos de curvas de nível e outro de linhas de fluxos (Figura 12). Nessa representação de fluxos ocorrem somente em uma direção dentro de cada elemento, e o movimento da água dentro da bacia pode ser tratada como unidimensional.

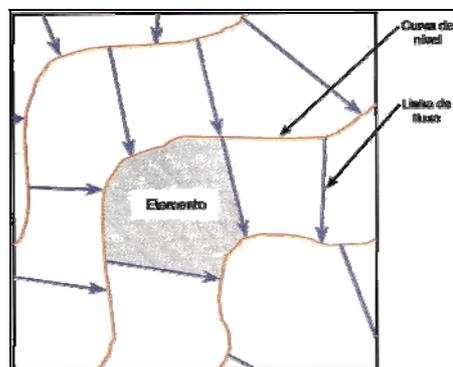


Figura 12 - Definição de um elemento típico construído com linhas de fluxo e baseada em um MNT representado por curvas de nível.

Fonte: Daleles Rennó; Viane Soares, (2007)

Cada elemento que constitui a unidade hidrológica do modelo (célula da grade, triângulo de um TIN ou um polígono irregular qualquer), carrega em si três tipos de informação. A primeira diz respeito à sua caracterização, que é dada pelo conjunto de seus atributos. A segunda informação está relacionada à sua

localização e representação. Por fim, a terceira informação é dada pelas relações topológicas, ou seja, as relações entre elementos (BURROUGH, 1998).

Os atributos de um elemento representam seu estado. Assim, a avaliação do estado da bacia hidrográfica em um instante qualquer do tempo, pode ser interpretada como variáveis de estado. Outros atributos podem ser apenas informativos ou qualitativos, ou ainda representarem valores de parâmetros que serão utilizados nos cálculos dos balanços.

Os atributos podem ser armazenados basicamente sobre duas formas de acordo com a discretização espacial adotada para seu elemento. Atributos discretizados em forma de grade são representados pelas matrizes (grades), em que cada célula da matriz representa o atributo de um elemento, o que garante uma relação biunívoca entre elementos e atributos (BURROUGH; McDONNELL, 1998). Dessa forma, dentro do conceito de um Sistema de Informações Geográficas, cada atributo representa uma camada ou layer no banco de dados (Figura 13).

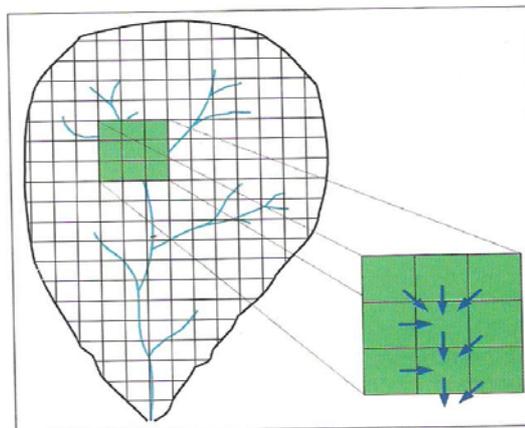


Figura 13 - Direções de fluxo obtidas com MNT em Grade regular.

Fonte: Daleles Rennó; Viane Soares, (2007)

Elementos cuja representação espacial é feita por pontos, linhas ou polígonos (vetorial), em geral, possuem seus atributos armazenados em forma de tabelas relacionais. As relações topológicas entre elementos podem estar implícitas no próprio modelo de dados, como acontece, por exemplo, com a grade regular em que cada elemento relaciona-se com oito elementos ao seu redor. Em outros casos, a topologia deve ser construída e armazenada em uma estrutura própria.

Muitas operações podem ser feitas com o uso da topologia, e a definição de direções de escoamento é uma delas. Nesse caso, mesmo em uma grade regular,

nem todas as relações de vizinhança são pertinentes. Dado um ponto no espaço, é necessário descobrir qual a direção mais provável que um fluxo deve seguir. Naturalmente, o MNT é a estrutura de dados mais indicada para a elaboração de uma rede que indique as direções de fluxo. Muitos algoritmos foram desenvolvidos para a elaboração automática de redes de drenagem com MNT discretizados em grades regulares. É possível observar que as direções de fluxo não representam perfeitamente as verdadeiras linhas de drenagem (cursos d'água). Quando as direções de fluxo, como neste caso, são representadas na forma de grades, em que o valor de cada elemento corresponde a uma das oito direções possíveis, o produto resultante é denominado LDD (Local Drain Direction).

Modelos hidrológicos distribuídos, cuja discretização da bacia se baseia na direção de linhas de fluxos a partir das curvas de nível como o modelo topográfico, por exemplo, possuem uma topologia bastante complexa. Muitas vezes, eles adotam restrições na direção do fluxo, de modo que apenas fluxos descendentes são considerados (fluxos entre elementos de um mesmo nível são desprezados), simplificando muito a representação topológica. No entanto, as relações entre elementos quase sempre não são 1:1, uma vez que um elemento pode receber o fluxo proveniente de mais que um elemento, e pode transferir o fluxo para mais que um elemento (Figura 14). O fluxo total de entrada é obtido pela soma das contribuições de cada elemento acima, e o fluxo de saída é dividido entre os elementos abaixo, ponderando-se pelo comprimento da linha (curva de nível) de contato entre eles.

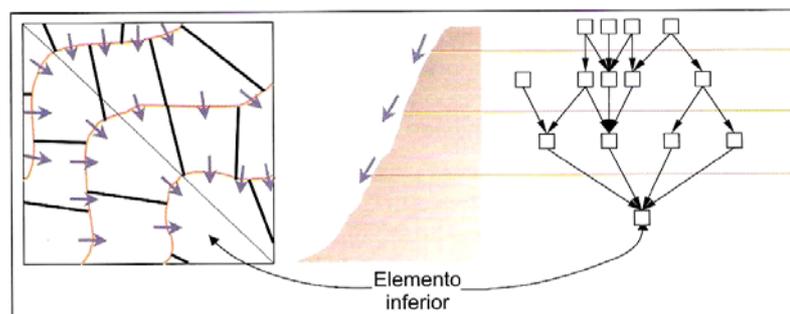


Figura 14 - Relação topológica entre elementos definida pela direção dos fluxos.

Fonte: Daleles Rennó; Vianeí Soares, (2007)

2.6.5 Análise hidrológica com sistemas de informação geográfica

Usando um raster de elevação como entrada (MDE), é possível delinear automaticamente um sistema de drenagem e quantificar as características de um sistema hidrográfico. As ferramentas hidrológicas de ArcGIS permitem a identificação de pias ou sumidouros, determinar a direção de fluxo, calcular a acumulação de fluxo, delinear as bacias hidrográficas, e criar redes de fluxo. O fluxograma a seguir, a Figura 15 mostra o processo de extração de informações hidrológicas mediante o software ArcGIS, a partir de um MDE.

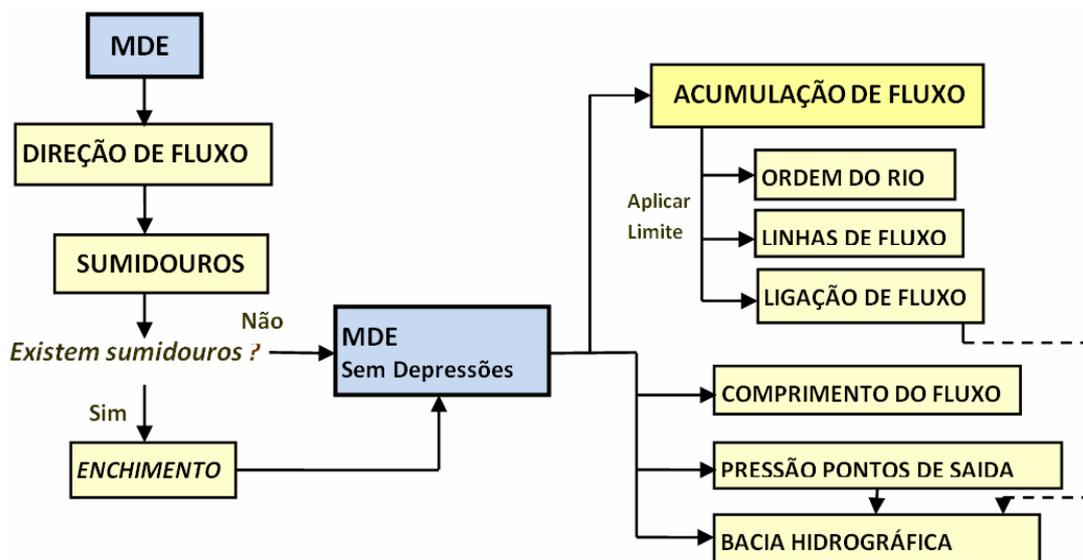


Figura 15 - Fluxograma do processo de delimitação de microbacias hidrográficas e das redes de fluxo, a partir de um MDE.

Fonte: ArcGIS Desktop Help. Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI)

2.6.6 Aplicação do método rápido FWD de delimitação de bacias hidrográficas

Esta metodologia referida como método rápido, Delimitação de Bacias Hidrográficas, traduzido de FWD (*Fast Watershed Delineation Method*), tem sido inicialmente desenvolvida em 1997 pela Comissão de Conservação de Recursos Naturais de Texas (DJOKIC et al., 1997).

A metodologia FWD consiste em duas etapas de pré-processamento e uma técnica para utilizar os dados pré-processados. Eles serão descritos nos passos seguintes:

1. Determinação das propriedades derivadas DEM: Nesta etapa as propriedades chave derivadas do terreno (direção de fluxo e grades de acumulação de fluxo baseado na elevação da grade)

2. Delimitação, arbitrária inicial: Nesta etapa inicial, realiza-se a delimitação arbitrária de bacias hidrográficas que servem como base para delimitação interativa. A delimitação mostra um divisor de águas grande, com sua rede de fluxo. Este divisor de águas será subdividida em várias sub-bacias (microbacias) para aumentar o desempenho da delimitação interativa.

É a técnica mais simples de SIG para a delimitação de sub-bacias consiste das seguintes etapas: 1) Determinar grade direção de fluxo (DEM propriedade derivada); 2) Determine grade acumulação de fluxo (DEM propriedade derivada); e 3) Especificar um "stream" limiar na rede de acumulação de fluxo.

Esta operação irá identificar todas as células no fluxo grade de acumulação que são maiores que o limite previsto. A nova grade é formada por essas células ("stream"grade).

Esta rede será uma indicação da rede de drenagem. É importante notar que o valor do limiar em este processo não tem qualquer significado particular geomorfológico através do qual estamos tentando identificar a rede de drenagem "real", mas é bastante utilizado como um meio para o particionamento de bacias hidrográficas. Limiares mais elevados resultaram em menos densa rede e menos sub-bacias internas, enquanto limiar mais baixo resultará em rede densa e mais sub-bacias internas. A escolha do valor limite e o seu impacto sobre o desempenho de delimitação será discutido mais adiante.

Rede de fluxo é convertida em segmentos de fluxo, onde cada segmento cabeça e segmento entre as junções tem um identificador exclusivo.

Sub-bacias (em formato de grade) são definidas para cada um dos links de fluxo na grade de fluxo.

Sub-bacias redes de fluxo são vetorizadas para produzir e transmitir Sub-bacias polígono e temas polilinhas, respectivamente. Processamentos vetoriais adicionais podem ser necessários para limpeza dos dados e garantir a conectividade correta e direcionalidade.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização da área de estudo

A sub-bacia do rio Angasmarca está situada entre os paralelos $-7^{\circ}58'55,2''$ e $-8^{\circ}12'46,8''$ de latitude sul e os meridianos $-77^{\circ}54'21,6''$ e $-78^{\circ}07'08,4''$ de longitude oeste de Greenwich. Com extensão de $353,075\text{km}^2$ e perímetro de $96,264\text{km}$, compreende parte dos distritos de Angasmarca, Cachicadán, Mollebamba e Mollepata da província de Santiago de Chuco, da Região La Libertad, em território Peruano (Figuras 16 e 17), destacando-se a sua importância em termos de recursos hídricos e aspectos econômicos ligados às atividades agrícolas e de mineração existente.

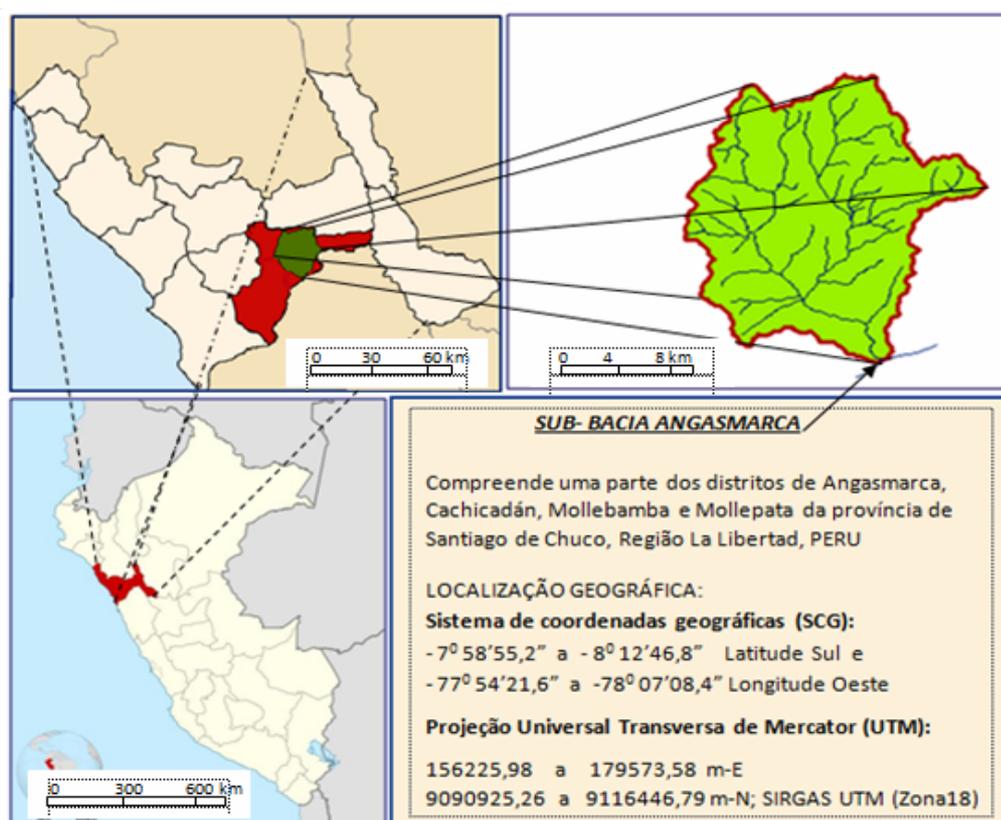
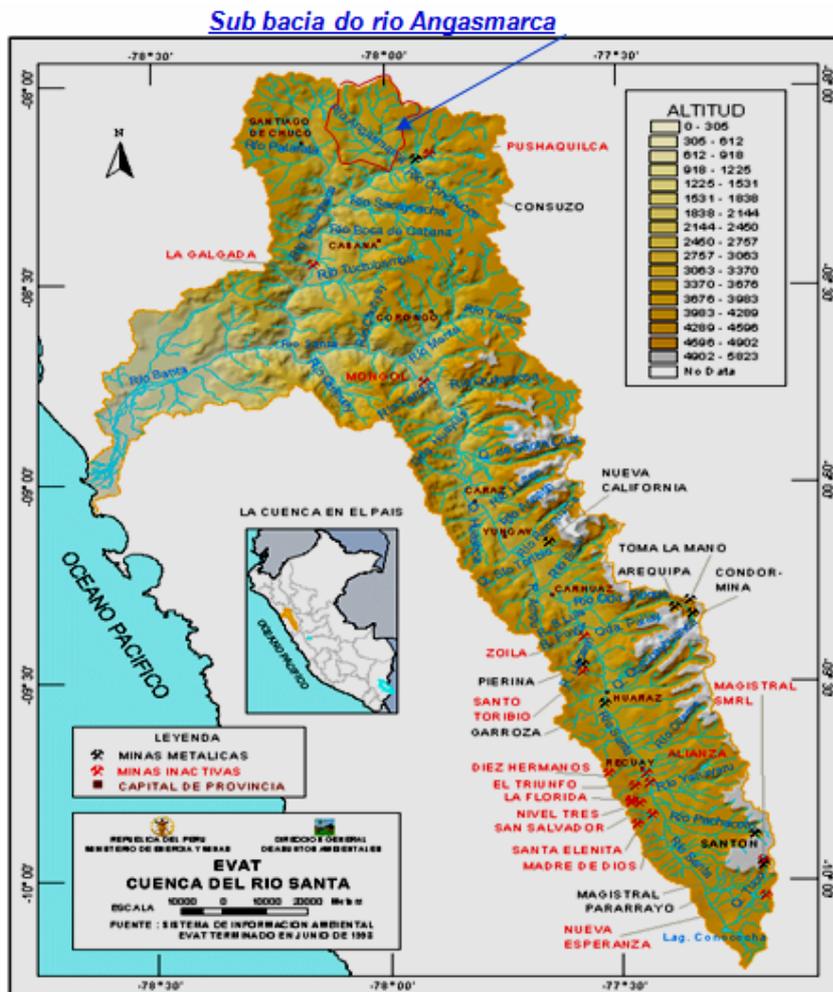


Figura 16 – Mapas de Localização da área de estudo, sub-bacia do rio Angasmarca.

Fonte: Mapas departamentais do Peru e cartas topográficas do IGN

A Sub-bacia hidrográfica do rio Angasmarca foi adotada como área de estudo por ser esta um importante sistema de drenagem e por apresentar variados tipos de usos do solo tais como área de agricultura, pastagem, mineração, áreas de vegetação preservada, afloramento rochoso, quebra de taludes naturais e solos expostos deixados pela atividade mineradora formal e informal.

A erosão hídrica constitui um dos maiores problemas verificados na sub-bacia Angasmarca devido a ocorrências de desmatamentos para uso agrícola e mineira e o uso indevido de áreas legalmente destinadas à reserva natural, mata ciliar e de encosta. Desta forma, tais fatores tem contribuído para a instabilidade de áreas de produção agrícola, gerando a necessidade do estabelecimento de manejo do solo adequado e recuperação de áreas degradadas.



O rio Angasmarca com seus 55 canais que drenagem, constitui-se num tributário importante do rio Tablachaca e este a sua vez é afluente importante do rio Santa. O rio Santa pertence à bacia hidrográfica mais importante do Pacífico peruano, já que constitui-se na fonte principal de recursos hídricos da costa norte do País.

3.2 Clima e zonas de vida regional

3.2.1 Clima

Segundo ONERN (1972) o clima da área de estudo é variado, onde as temperaturas médias variam entre 6° e 16°C. Os picos nevados, acima dos 4.500m de altitude apresentam um clima glacial; as *vertentes baixas* apresentam temperaturas moderadas e os vales profundos são cálidos. As precipitações acima dos 3.800m de altitude ocorrem em forma de neve e granizo; entre 2.500 e 3.800m de altitude a precipitação é abundante, particularmente durante o verão austral (dezembro- abril).

3.2.2 Unidades Ecológicas – Zonas de vida da sub- bacia.

Devido à sua grande variação em altitude, compreendida entre os 2.700 e os 4.500m acima do nível médio dos mares, possui três regimes climáticos bem definidos, que produzem 3 unidades ecológicas, de acordo com o sistema internacional de classificação de Holdridge: Estepe Espinosa Montano Baixo (ee-BM), Estepe Montano (e-M) e Páramo Muito Úmido Sub-Alpine (pmu-SA). As características mais importantes destas formações ecológicas se encontram na Tabela 10 e o mapa ecológico da sub-bacia em estudo na Figura 18.

Tabela 10 - Formações ecológicas identificadas na sub-bacia do rio Angasmarca, mediante observações feitas em campo.

Formações ecológicas	Altitude (m)	Setores de uso/ cobertura e uso
<u>Estepe Espinosa Montano Baixo</u>		
Nível mais baixo 1.700m	1.700 a 3.000	Área Agrícola de encostas e sopé: Trigo, milho, batata, ervilha, lentilha, frutais diversos e pastagens.
Nível mais alto 3.200m	1.700 a 3.200	Montanhas Semi-Áridas: Arbustos e árvores – poucas áreas de pastagens naturais aproveitadas em pastagens.
<u>Estepe Montano</u>		
Nível mais baixo 3.000m	3.000 a 3.700	Área Agrícolas de encostas: batata, trigo, cevada, milho, ervilha, feijão e ollucos.
Nível mais alto 3.800m	3.000 a 3.800	Montanhas Sub-Úmidas: vegetação arbórea e arbustiva. Escassas áreas de pastagens para um reduzido número de vacuns u ovinos.
<u>Páramo Muito Úmido Sub-Alpine</u>		
Nível mais baixo 3.800m	3.800 a 4.800	Puna o Páramo: Gramíneas que conformam áreas de pastagens naturais - pecuaria extensiva.
Nível mais alto 4.800m	3.800 a 4.600	Bosques Residuais: espécies arbustivas e/ou arbóreas, um recurso florestal muito importante, explorados em forma indiscriminada pela população local.

Fonte: ONERN, 1972.

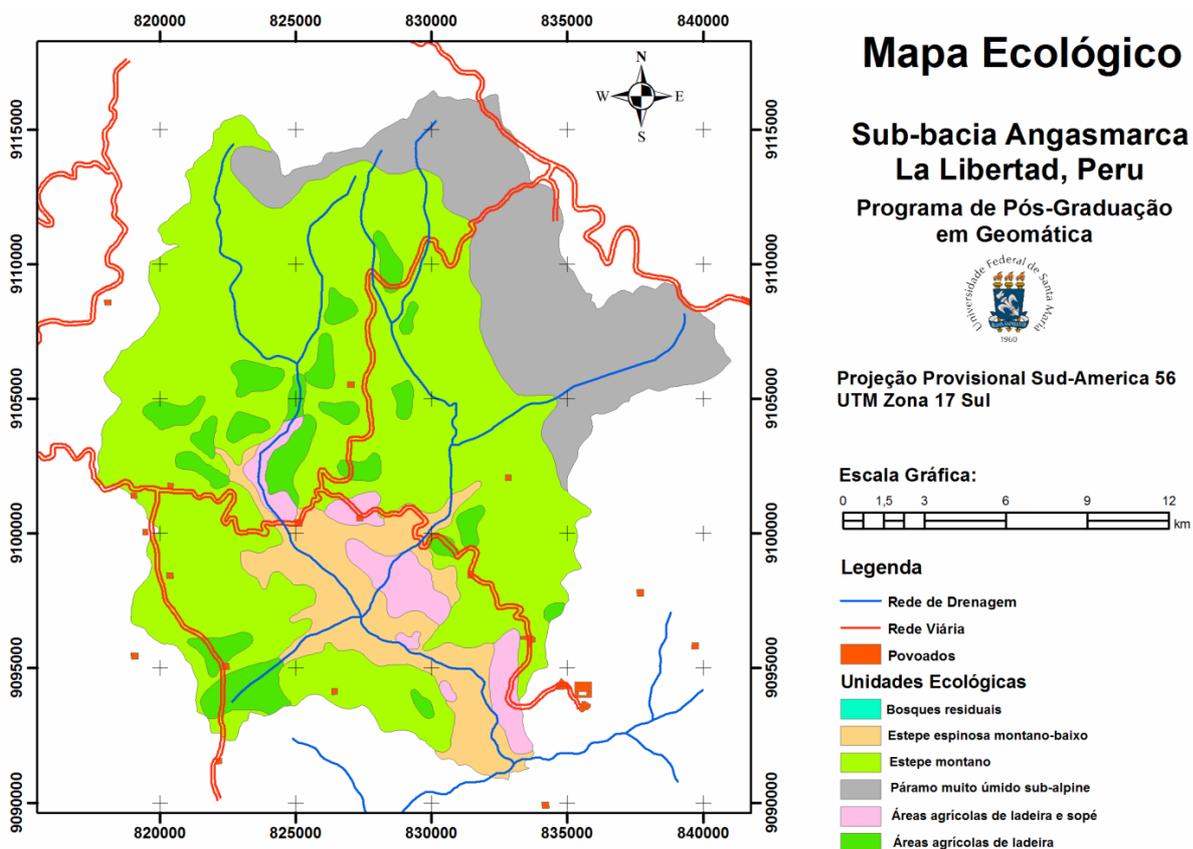


Figura 18 - Mapa ecológico da sub-bacia Angasmarca.

Fonte: ONERN (1972)

3.3 Geologia – Estratigrafia e recursos estruturais

Segundo ONERN (1972) a área de estudo foi, provavelmente, uma grande bacia de sedimentação onde ocorreram sucessivas subsidências e emersões ao longo da história geológica, o que permitiu a deposição de sedimentos de fácies marinha e continental (Figura 19).

Identifica-se a ocorrência de unidades litológicas sedimentares, rochas ígneas e metamórficas, com idade variando entre o Jurássico e o Quaternário Recente. As rochas mais antigas apresentam-se constituindo grandes afloramentos e são representadas pelas formações Chicama e Casma; as rochas ígneas, tanto intrusivas como extrusivas, são amplamente distribuídas na região e as rochas metamórficas encontra-se principalmente formando parte das formações Mesozóicas.

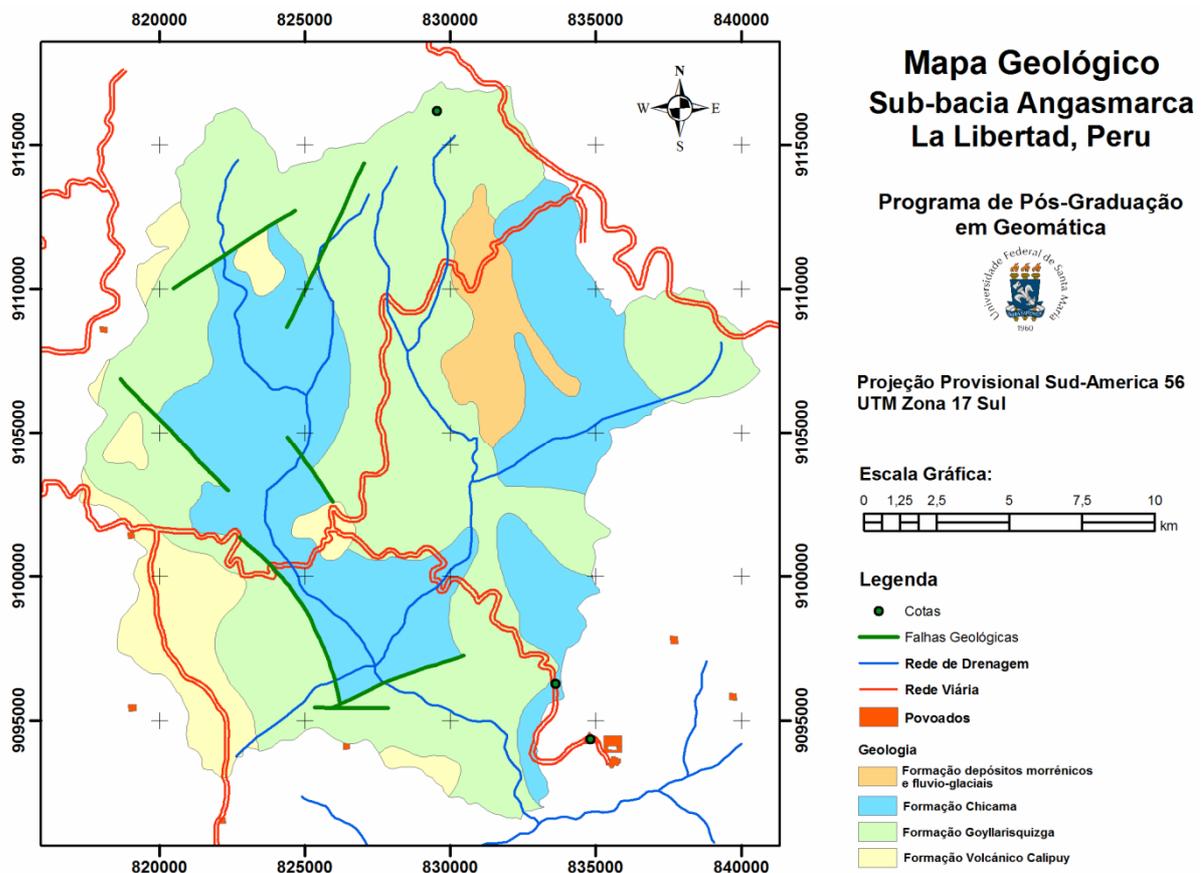


Figura 19 – Mapa geológico da sub-bacia o rio Angasmarca

Fonte: Estudo do rio Santa, ONERN (1972)

3.3.1 Formação Goyllaresquizga (Ki-g)

Corresponde ao período Cretáceo Inferior da era Mesozóica. Litologicamente compõem as formações Chimu (de arenitos e quartzitos com intercalações lutáceas e mantos de carvão), Santa (calcário e xistos calcários ferruginosos), Carhuaz (arenitos e quartzitos abundantes com intercalações de lutitas) e a formação Farrat (arenitos e quartzitos com intercalações de xistos, calcários e gesso perto da base).

As características estruturais, como consequência de movimentos de compressão e de tensão produziram plegamentos anticlinais, sinclinais e falhamento em diferentes áreas da sua ampla exposição, com um rumo geral NW-SE.

3.3.2 Formação Chicama (Js-chic)

Corresponde ao período Jurássico Superior da era Mesozóica. Litologicamente tem uma sequência de lutitas laminadas, de cor cinza escura, que estão presentes na maior porcentagem da formação e de arenitos finos cinzas e bancos, de quartzitos e arenitos claros. Como características estruturais possui formação mais deformada pela ação de plegamentos, falhamento e ação mecânica dos materiais intrusivos. Os solos formados são residuais, principalmente argilosos de pouca profundidade.

3.3.3 Formação Vulcânica Calipuy (KTI-vca)

Pertence ao Cretáceo Superior (Terciário Inferior da Era Cenozóica). Litologicamente tem extensa e variada formação vulcânica; piroclastos, derrames e brechas de composição dacítica, riolítica e andesítica, de cores púrpura, verdes e amarelentos. Seus afloramentos estão cobrindo grande parte da área de estudos.

Características estruturais: encontra-se acima dos sedimentos calcários com uma forte discordância angular, encontram-se atravessado pelo Batolito Andino,

estando muitas zonas dobradas e falhadas, permitindo que as cargas minerais das soluções hidrotermais se depositem.

3.3.4 Formações Depósitos Morrénicos e Fluviograciães (Q-fg)

Pertencente ao Quaternário da Era Cenozóica. Litologicamente são compostos por acumulações morrénicas e preenchidos de areia, argila e cascalho. Os fragmentos rochosos são heterométricos pouco selecionados, de forma angulosa e subarredondados. As características estruturais, não apresentam evidências notáveis de estruturas geológicas como às referidas nos sedimentos consolidados mais antigos.

3.4 Solos - Grandes grupos de solos

Segundo ONERN (1972), a área de estudo inclui aqueles solos de origem residual de natureza lítica e/ou paralítica classificada no nível de grandes grupos de solos, sendo os seguintes (Figura 20):

3.4.1 Grandes unidades de solos

Grupo Andossolos: Andossolo vítrico, Andossolo mólico (Regossolos de cinzas vulcânicas) e Páramossolo (este último desenvolveu-se a partir de materiais vulcânicos complexos sob condições climáticas frio-úmidas a subúmidas, acima dos 4.000m de altitude).

Grupo Xerossolos (Xerossolo lúvico) são solos transportados pela ação do vento, profundos, com um horizonte A bem desenvolvido e um horizonte B argiloso.

Kastanozem (Kastanozem Lúvico e Kastanozem cálcico) são solos com perfil ABC, com um horizonte A melânico, sobrejacente, um horizonte B argilúvico, para

solos Kastanozem-lúvico e um horizonte B câmbico e com carbonato de cálcio para os solos Kastanozem-cálcico distribuídos por todo o perfil. Eles são muito espalhados a partir do limite inferior da região dos litossolos andinos eutróficos e associados a eles, até altitudes acima de 4.000m e foram desenvolvidos em materiais sedimentares.

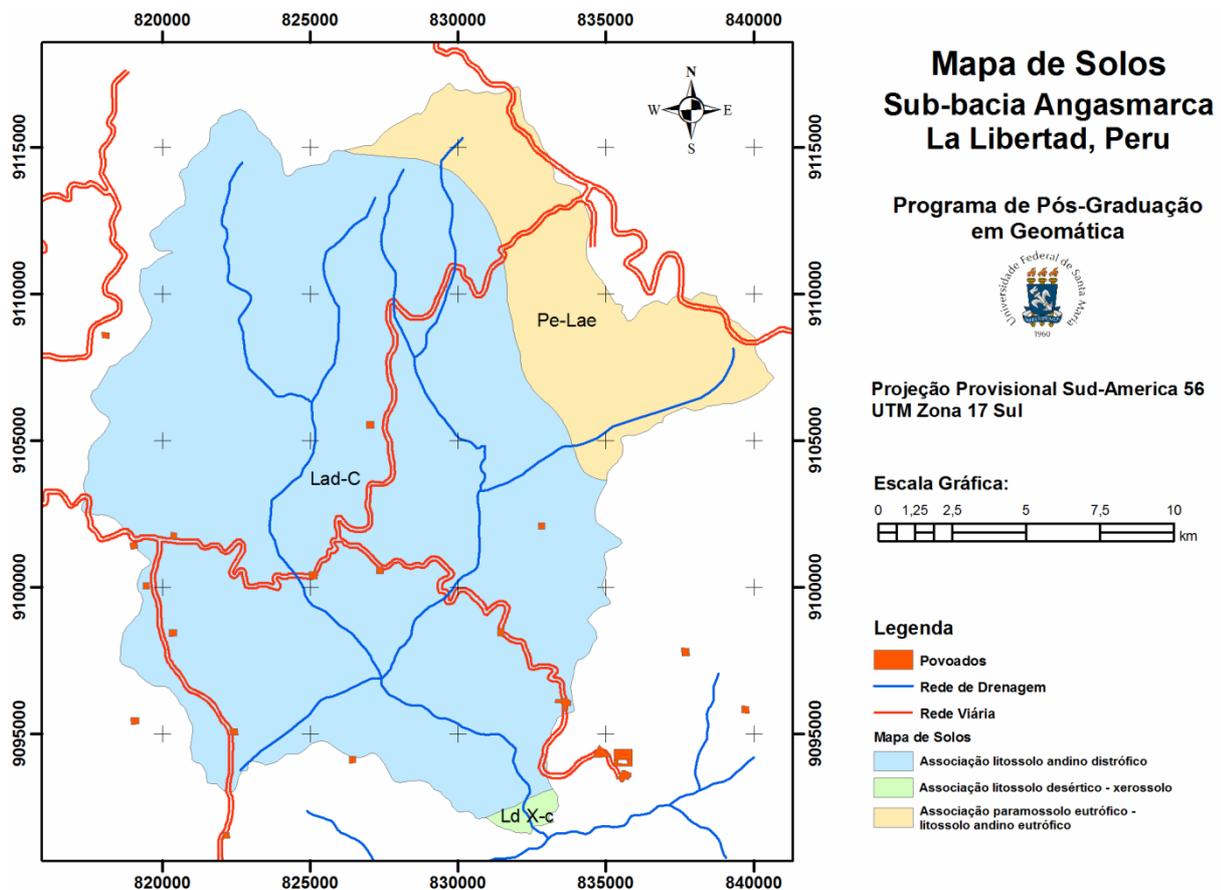


Figura 20 - Mapa de solos da sub-bacia o rio Angasmarca

Fonte: Estudo do rio Santa, ONERN (1972)

O Grupo Páramosolos (Páramossolo distrófico e Páramossolo eutrófico), ocorre em altitudes a partir de 3.900m.

Páramossolo distrófico: solos com perfil A.C ou A.(B).C, com um horizonte A escuro proeminente ácido e dotado de matéria orgânica. O horizonte B de tons marrons muito escuros, com fraca estruturação e baixa saturação de bases,

encontram-se como inclusões, associados com Litossolos de relevos variados, desenvolvidos em materiais ígneos intrusivos e principalmente metamórficos.

Páramossolo eutróficos: solo com perfil A.C ou A.(B).C, com um horizonte A escuro de destaque neutro bem dotado de matéria orgânica. O horizonte B possui tons castanhos, com fraca estruturação e saturação de bases muito alta. Apresenta-se amplamente distribuído em relevos relativamente suaves, associados com formações puramente líticas e nivais, desenvolvido em materiais sedimentares predominantemente calcários.

Grupo Litossolo (desérticos, andinos eutróficos e andinos distróficos).

Litossolos desérticos: De perfis A.(C) ou (A)R. O horizonte (A) é muito fino, pálido e geralmente gravo-rochoso, que descansa sobre rocha consolidada ou detritos rochosos. Na litologia predominam rochas ígneas intrusivas, seguidas das rochas vulcânicas e em menor grau as rochas sedimentares e metamórficas.

Litossolo andino eutróficos: De perfis (A)C ou (A)R. O horizonte (A) é muito fino, pouco desenvolvidos, escuro, devido à maior conteúdo de matéria orgânica, em contraste com os litossolos desérticos, descansa sobre rocha consolidada ou detritos rochosos. A litologia é predominantemente sedimentar (arenitos, xistos e calcários).

Litossolo andino distrófico: Com perfis (A).C.R ou (A).R, apresentam uma morfologia, condições de altitude e características gerais muito semelhantes aos Litossolos andinos eutróficos, mas a sua diferença reside no seu pH abaixo de 5,5 e a baixa saturação de bases. Amplamente distribuídos nas sub-bacias da região Ancash, a sua Litologia está relacionada a material vulcânico e, em menor parcela, em materiais metamórficos.

Formação lítica: constitui essencialmente, as exposições de rocha exposta (afloramentos rochosos), entulho e detritos não consolidados de rochas; eles são amplamente distribuídos em todas as bacias da região. A composição litológica é variada, a partir de materiais vulcânicos (andesitos e dacitos) e rochas ígneas intrusivas (granodioritos) a rochas sedimentares e rochas metamórficas. De acordo à sua natureza puramente lítica (ausência total de terras agrícolas, excluídas de qualquer uso agropecuário), pode ter valor para fins de mineração.

3.4.2 Descrição de associações de grandes grupos de solos.

As associações de grandes grupos de solos que se mostra no mapa de solos da Figura 5 como unidades de mapeamento e que contribuem à classificação de capacidade de uso, descreve-se como seguir:

1. Associação Litossolo desértico - xerossolo (Ld X-c): Encontra-se numa zona intermediária entre os Litossolos desérticos e os Litossolos andinos, localizada entre 2.400 e 2.600m de altitude e mostram uma topografia íngreme, com inclinações de 50 a 70%, são de potencial agrícola limitado devido à sua topografia e geralmente dedicado à atividade pecuária extensiva.

2. Associação Litossolo andino distrófico (Lad-c): Estende desde os 2.600m de altitude até a sua junção com as formações nivais ou puramente líticas. Formada por Litossolos andinos distrófico, Litossolos andinos eutróficos, Xerosolos háplicos, Kastanozems lúvicos e cálcicos e formações líticas. A topografia é acidentada, com declives chegando a mais 70%, desenvolvidos em materiais vulcânicos com quantidades menores de rochas ígneas intrusivas. Em lugares de topografia suave têm um potencial limitado para fins agrícolas e pecuários.

3. Associação Páramossolo eutrófico - Litossolo andino eutrófico (Pe-Lae): Encontra-se a partir dos 3.900m de altitude. Estima-se que 40% corresponde a Páramossolo eutrófico e 60% a Litossolo andino eutrófico com afloramentos líticos. O relevo topográfico é geralmente complexo, com encostas íngremes associadas com áreas de relevo mais suave. Foi desenvolvido em uma base litológica predominantemente sedimentar e excepcionalmente ígnea intrusiva. Pelas condições edáficas, climáticas e topográficas adversas, o potencial agrícola é muito limitado e adequado apenas para o desenvolvimento da pecuária extensiva, principalmente de ovelhas.

As características químicas e físico-mecânicas dos solos descritos encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11a - Análise das características químicas e físico-mecânicas dos solos da sub-bacia Angasmarca

Símbolo	Grandes Grupos FAO	Horizonte	Profundidade (cm)	Areia Grossa (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	Matéria Orgânica (%)	Classe Textural
Pe Lae-c	Páramo Andossolo	A	0 - 30	31	21	34	14.0	7.93	Franco
		(B)	30 - 50	41	27	24	8.0	0.83	Franco arenoso
Lad - c	Kastanazem lúvico	A1	0 - 30	30	20	32	18.0	3.58	Franco
		B2	30 - 70	24	16	32	28.0	0.12	Franco argiloso
Lad - c	Kastanazem cálcico	A	0 - 30	31	21	28	20.0	1.52	Franco
		B2	30 - 70	32	22	24	22.0	0.89	Franco-argiloso-arenoso
		C	70 - 160	32	22	30	16.0	0.89	Franco arenoso
Ld X-c	Xerossolo lúvico	A	0 - 15	22	14	42	22.0	4	Franco argiloso
		B	15 - 65	24	16	32	28.0	0.89	Franco argiloso
		B3	65 - 110	27	15	30	28.0	0.89	Franco argiloso

Fonte: ONERN (1972)

Tabela 11b - Análise das características químicas e físico-mecânicas dos solos da sub-bacia Angasmarca

Símbolo	Horizonte	Matéria Orgânica (%)	Classe Textural	Estrutura	Permeabilidade
Pe Lae-c	A	7.93	Franco	Estrutura marga(loam), muito fina	Moderada a rápida
	(B)	0.83	Franco arenoso	Estrutura granular muito fina	Moderada a rápida
Lad - c	A1	3.58	Franco	Blocos sub-angulares finos	Moderada
	B2	0.12	Franco argiloso	Blocos sub-angulares grandes	Lenta a moderada
Lad - c	A	1.52	Franco	Granular media	Moderada,
	B2	0.89	Franco arg-arenoso	Blocos sub-angulares finos	Moderada a rápida
	C	0.89	Franco arenoso	Estrutura massiva	Moderada a rápida
Ld X-c	A	4	Franco argiloso	Blocos sub-angulares finos	Lenta a moderada
	B	0.89	Franco argiloso	Blocos sub-angulares médios	Lenta a moderada
	B3	0.89	Franco argiloso	Blocos sub-angulares finos,	Lenta a moderada

Fonte: ONERN (1972)

4. MATERIAL E MÉTODO

4.1 Material

4.1.1 Cartografia base da área de estudo

As cartas topográficas digitais, editadas pelo Instituto Geográfico Nacional (IGN) do Peru, em escala 1:100.000, com equidistância vertical entre curvas de nível de 50 m, se utilizaram as folhas: 16-g (Cajabamba), 16-h (Patáz), 17-g (Santiago de Chuco) e 17-h (Pallasca). Foram utilizadas na confecção das redes de drenagem da sub-bacia hidrográfica Angasmarca e a altimetria através as curvas de nível e a elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT) e o mapa de declividades para a análise hidrológica da sub-bacia de estudo.

Cartografia temática em escala 1:350.000, editada pela *Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales*, ONERN no Peru, através do estudo “Inventário, Avaliação e Uso Racional dos Recursos Naturais das bacias Hidrográficas dos Rios Santa, Lacramarca e Nepeña”, onde foram utilizados os mapas Geológico-Mineiro, Ecológico, de Solos e de Capacidade de Uso.

4.1.2 Imagens de sensoriamento remoto

4.1.2.1 Imagens G-DEM2 do sensor ASTER

O banco de dados da rede de drenagem e o Modelo Digital do Terreno (MDT) da microbacia hidrográfica do rio Angasmarca, foram construídos a partir de 4 imagens G-DEM2 do sensor ASTER obtidas gratuitamente: ASTGTM2_S08W078, ASTGTM2_S08W079, ASTGTM2_S09W078, ASTGTM2_S09W079. A resolução

especial dos dados ASTER é de 1 segundo o que corresponde a um tamanho de pixel de aproximadamente 30 m. Estas imagens são disponibilizadas no formato GeoTIFF, georreferenciadas em coordenadas geográficas no DATUM World Geodetic System 1984 (WGS84), geóide EGM96.

4.1.2.2 Imagem de satélite CBERS-2

A partir do Catálogo de Imagens do INPE obtivemos a imagem orbital CBERS_2_CCD1XS_20060721_190_109_L2 do sensor CCD a bordo da plataforma CBERS-2. A data da imagem é 21 de julho de 2006.

4.1.3 Dados pluviométricos de estações meteorológicas

Para à determinação do Índice IE30 ou parâmetro R da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), foram obtidos os dados de precipitação média mensal das três estações pluviométricas mais próximas à Sub-bacia Angasmarca. Das estações pluviométricas de Mollepata e Cachicadan foram obtidos os registros de dados para o período de 30 anos (1981-2010) e a estação Santiago de Chuco o período considerado foi de 20 anos (1964 - 1983).

4.2 Equipamentos

Os equipamentos empregados para o desenvolvimento deste trabalho foram:

a) microcomputador PENTIUM 5 com memória RAM de 4Gb, disco rígido de 500Gb monitor SVGA 19", teclado, gravador de CD/DVD, impressora.

b) Software: ArcGIS 9.2 Desktop (ESRI), SPRING 5.1.6 (INPE), e Microsoft Office (EXCEL 2007, WORD 2007).

4.3 Método

O presente estudo foi desenvolvido mediante a aplicação de técnicas de Geoprocessamento utilizando-se cinco fontes de dados: 1) cartas topográficas digitais do Instituto Geográfico Nacional (IGN), na escala 1:100.000; 2) mapas temáticos (ecologia, geologia e solos); 3) a partir das imagens de sensores remotos: ASTER G-DEM2 e sensor CCD da plataforma CBERS-2 e 4) dados de precipitações de estações pluviométricas e 5) dados de análise de solos e vegetação (trabalho de campo).

O presente trabalho possui três partes principais: a primeira consiste na caracterização morfométrica das microbacias da sub-bacia hidrográfica do rio Angasmarca (análise morfométrica da sub-bacia); a segunda, a avaliação ambiental físico-conservacionista e análise dos conflitos e deterioração ambiental e a terceira, diagnóstico do potencial de erosão hídrica das microbacias com aplicação do modelo matemático da Equação Universal Perdas de Solo (EUPS).

Previamente a etapas descritas acima faz-se necessária a preparação dos dados de entrada da área de estudo. Os dados pluviométricos, de análise de solos e a cartografia existente foram tabulados e incorporados ao Sistema de Informação Geográfica utilizado no trabalho. Da mesma forma, os mapas temáticos (Geológico 'MG', Ecológico 'ME' e de Solos 'MS') que estavam na forma *raster* foram digitalizados para compor a base de dados do SIG utilizado. Todos os dados foram georreferenciados ao sistema de projeção cartográfico SIRGAS.

4.3.1 Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Angasmarca

Para a caracterização morfométrica da área de estudos são necessárias fases prévias como mostrado no fluxograma da Figura 21.

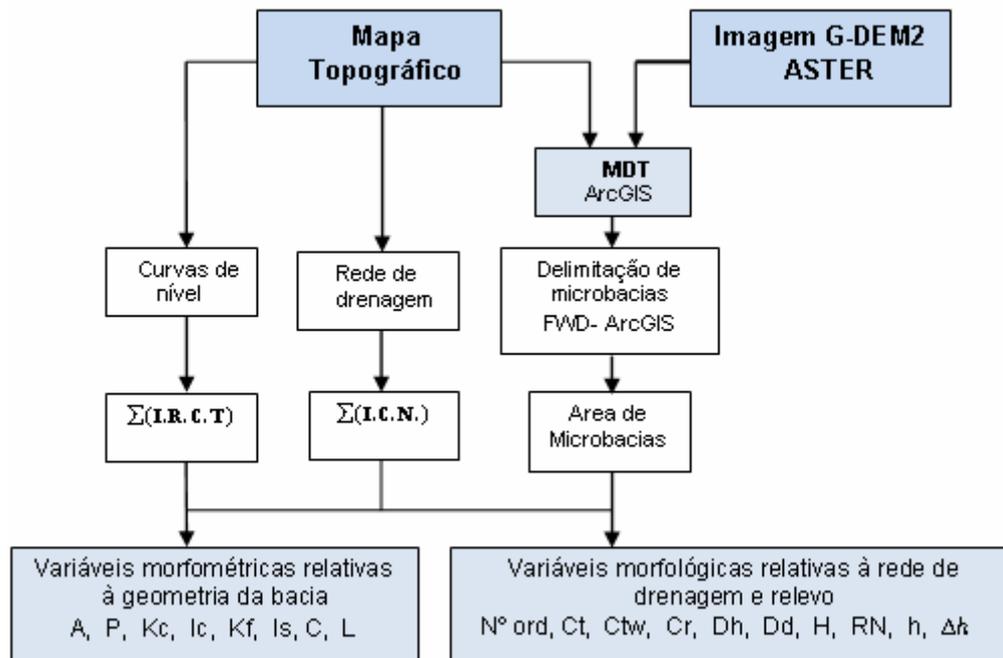


Figura 21 - Fluxograma simplificado da caracterização morfométrica das microbacias da sub-bacia do rio Angasmarca.

4.3.1.1 Elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT), a partir de curvas de nível das cartas topográficas.

A elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT), obtido a partir de cartas topográficas digitais foi desenvolvido segundo o procedimento seguinte:

1. Preparação das cartas topográficas digitais e elaboração do mosaico das cartas que abrangem a área de estudo.

2. O mosaico das cartas topográficas foi transformado de coordenadas geográficas (WGS-84), sistema de referência original, para coordenadas UTM (Fuso 17, SIRGAS), sistema a ser utilizado neste trabalho.

3. Delimitação uma área de trabalho maior que a área de estudos a partir da vetorização *buffer* de aproximadamente 10km para evitar erros nas bordas nos cálculos realizados para o trabalho.

4. A criação do MDT utilizou os procedimentos existentes nas ferramentas 3D-Analist, que permitem a geração de TINs a partir das curvas de nível.

5. O TIN da área de estudos foi obtido a partir do recorte vetorial utilizando as ferramentas de extração por mascaras.

6. As altimetrias do TIN foram classificadas em 11 classes com 250m de intervalo.

4.3.2.2 *Elaboração MDT a partir de imagens ASTER G-DEM2.*

A elaboração do Modelo Digital do Terreno (MDT), obtido a partir das imagens ASTER G-DEM2 foi desenvolvido segundo o procedimento seguinte:

1. As imagens obtidas foram transformadas de coordenadas geográficas (WGS-84), sistema de referência original, para coordenadas UTM (Fuso 17, SIRGAS), sistema a ser utilizado neste trabalho.

2. Geração do mosaico das imagens ASTER G-DEM.

3. Delimitação uma área de trabalho maior que a área de estudos a partir da vetorização *buffer* de aproximadamente 10km para evitar erros nas bordas nos cálculos realizados para o trabalho.

4. O MDT da área de estudos foi obtido a partir do recorte vetorial utilizando as ferramentas de extração por mascaras.

5. As altimetrias do MDT foram classificadas em 11 classes com 250m de intervalo.

4.3.2.3 *Delimitação de microbacias hidrográficas*

Para a delimitação das microbacias da sub-bacia Angasmarca foram utilizadas as ferramentas “*Watershed Delineation Tools*” do programa FWD, que utilizam como dados de entrada os MDTs gerados de cartas topográficas e das imagens ASTER–GDEM2.

As ferramentas “*Watershed Delineation Tools*” fornecem uma base para a delimitação das bacias hidrográficas em MDTs de qualquer resolução e tamanho. Estas ferramentas criam uma rede de fluxo com base em um limiar informado pelo

usuário e delimita as microbacias hidrográficas para cada ligação da rede de fluxo. A sequência do trabalho para a delimitação das microbacias tem como entrada o MDE e como saídas a delimitação das microbacias, o fluxo, a direção do fluxo e a acumulação de fluxo e é realizado da seguinte maneira:

1. Entrada do Modelo Digital de Elevação (*Input DEM*).
2. Valor de referência inicial: 10.000. O valor representa o tamanho médio das microbacias que serão geradas em pixels. O valor de referência depende da resolução da entrada de MDT e da topografia (os valores que deram melhores resultados foram 600 e 15.000 para os MDT de cartas topográficas e imagens ASTER respectivamente na obtenção delimitação de 11 microbacias).
3. Nome da microbacia de saída: *raster* a ser criado para cada ligação de fluxo.
4. Características do curso de saída: Características de classe da rede de corrente (drenagem) a ser criado.
5. Nome de direção de fluxo de saída: *Raster* de Direção do fluxo a ser criado.
6. Nome da acumulação de fluxo de saída: *Raster* da acumulação de fluxo a ser criado.
7. Finalmente como resultados a saída automática dos *layers (rasters)*: Microbacias delimitadas (*watershed-delimitation*), redes de drenagem (*stream*), direção de fluxo (*flow-acumulation*), acumulação de fluxo (*flow-direction*).

4.3.2.4 Elaboração dos mapas de declividade (S) e redes de drenagem (RD) para a sub-bacia do rio Angasmarca.

A rede de drenagem (RD) e as curvas de nível (CN) da área de estudos foram obtidas em formato *Shape file* do Instituto Geográfico Nacional (IGN) do Peru.

Mediante a utilização das ferramentas de extração por máscaras foram criados os *layers* rios.shp e curvas.shp da área de estudos.

Na tabela de atributos da rede de drenagem (rios.shp) foram incluídos os seguintes campos: regime da drenagem, número de ordem classificatório da drenagem, nome e comprimento.

Na tabela de atributos do mapa de curvas de nível (CN) foram incluídos os seguintes campos: altitude e comprimento das curvas de nível.

4.3.2.5 Obtenção das variáveis morfométricas

4.3.2.5.1 Variáveis morfométricas correlacionadas com a geometria da bacia.

As variáveis morfométricas chamadas também parâmetros ou características geomorfológicas dimensionais correlacionadas com a geometria da sub-bacia são: área (A), perímetro (P), maior comprimento (C), maior largura (L), índice de circularidade (IC), índice de sinuosidade (IS), coeficiente de compacidade (KC), fator forma (KF).

Para as microbacias geradas no procedimento 4.3.2.3 foram determinadas as variáveis morfométricas segundo a metodologia a seguir:

1. Área (A): A área define a potencialidade hídrica da bacia hidrográfica, e inclui a superfície de drenagem. Na tabela de atributos do *shape file* das microbacias foram utilizadas as ferramentas de cálculo (*Field Calculator*) para calcular a área de cada microbacia em metros quadrados (m²).

2. Perímetro (P): Corresponde a medida do comprimento da linha do divisor de águas da sub-bacia e também das microbacias que delimitam as áreas da mesmas. Foram medidas de forma similar às áreas na tabela de atributos e foram expressas em metros.

3. Maior comprimento (C): Representada pela linha reta que une a foz até o ponto extremo sobre a linha do divisor de águas, seguindo a direção aproximada do vale principal. Utilizou-se a ferramenta de medição de distâncias do SIG utilizado e interativamente mediu-se a distância de maior comprimento. O resultado em km foi armazenado no campo correspondente da tabela de atributos.

4. Maior largura (L): Medida transversal ao maior comprimento, no ponto de maior largura. Obtida da mesma forma que o Maior comprimento e armazenado no campo correspondente, em km.

5. Índice de circularidade (IC): é uma variável morfométrica de comparação entre microbacias, onde quanto maior for o valor de (IC) mais próxima estará à forma circular, sendo maior o perigo de enchentes. Foi medido após medição das respectivas áreas e perímetros das microbacias com aplicação da equação 3.2. O resultado foi armazenado no campo correspondente da tabela de atributos.

6. Índice de sinuosidade do curso d'água (IS): A sinuosidade do curso d'água é a relação do comprimento do rio principal e a dimensão em linha reta do início ao final do mesmo, considerando a medida feita pelo fundo do seu leito. Descreve o grau de tortuosidade dos cursos d'água e é um fator controlador da velocidade de escoamento das águas. Para o seu cálculo utilizou-se a equação 3.4 sendo o resultado armazenado no campo correspondente da tabela de atributos.

7. Coeficiente de compacidade (Kc): é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho e relaciona o perímetro da bacia e a circunferência do círculo, cuja área é igual à da bacia de drenagem. Para o cálculo do Kc, montou-se planilha eletrônica no software MS Excel, partindo dos valores calculados das respectivas áreas e perímetros das microbacias mediante o uso da equação 3.1.

8. Fator de Forma (Kf): Sendo o fator de forma a relação entre a largura média e o comprimento do eixo axial da bacia. O comprimento do eixo axial é medido da foz ao ponto mais distante da bacia e a largura média é obtida pela divisão da área da bacia pelo comprimento do eixo. Os coeficientes Kf foram obtidos partindo dos valores calculados das respectivas áreas das microbacias e da aplicação da equação 3.3 com ajuda da planilha eletrônica no software Microsoft Excel.

Todas as variáveis morfométricas acima calculadas foram exportadas ao software MS Excel para a realização de outros cálculos e conversão de unidades deste trabalho.

4.3.2.5.2 Variáveis morfométricas relativas à composição da rede de drenagem e relevo

As características dimensionais das variáveis relativas às redes de drenagem como comprimento total da rede de drenagem (Cr), comprimento total dos canais por ordem (Ctw), densidade de drenagem (Dd), densidade hidrográfica (DH), ordem dos cursos d'água (OR) e o comprimento de rampa média do escoamento superficial (CR) foram determinadas como segue:

1. Comprimento total da rede de drenagem (Cr): corresponde ao comprimento total do segmento de rio que forma a rede de drenagem da bacia hidrográfica. Na tabela de atributos do *shape file* da rede de drenagem foram utilizadas as ferramentas de cálculo (*Field Calculator*) para calcular o comprimento total da rede de drenagem de cada microbacia em metros (m).

2. Ordem de ramificação ou magnitude (OR): os canais de drenagem foram classificados de acordo com o sistema proposto por Strahler (1957) e descritos no item 3.2.2.1 e foram armazenados em campo específico da tabela de atributos.

3. Comprimento total dos canais por ordem (Ctw): representa o comprimento total dos segmentos de rios em cada ordem, sendo identificados por Ctw (Ctw1, Ctw2, etc.). Foi obtido a partir da tabela de atributos da rede de drenagem das microbacias e o agrupamento por ordem foi realizado no software MS Excel.

4. Densidade de drenagem (Dd): obtido pela relação entre o comprimento da rede de drenagem (Ct) e a área da bacia e/ou das microbacias (A), com a aplicação da equação 3.7, expressa em quilômetro/quilômetro quadrado (km/km²).

5. Comprimento de rampa médio do escoamento superficial (Cr): esta variável definida como a distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água. É estimada a partir do parâmetro densidade de drenagem com aplicação da equação 3.5 ou da equação 3,21 (fator L). O cálculo deste parâmetro foi realizado no software MS Excel.

6. Declividade média (H): A declividade média de uma sub-bacia é dada pela relação do somatório dos comprimentos de todas as curvas de nível na sub-bacia

mapeada (m), a área da sub-bacia (m^2) e a equidistância das curvas de nível (m). Expressa em porcentagem (%), foi determinada por aplicação da equação 3.8 definida no item 3.2.2.7. O cálculo dos comprimentos das curvas de nível foi obtido a partir da tabela de atributos do *shape file* de curvas de nível e calculado como auxílio do software MS Excel.

7. Coeficiente de Rugosidade (*Ruggdeness Number* – RN): é o parâmetro que direciona o uso potencial das terras rurais com relação às suas características para agricultura, pastagem e/ou florestamento ou para preservação permanente, segundo a Tabela 12. É um parâmetro adimensional, determinado pelo produto entre a densidade de drenagem (Dd) em ($km.km^{-2}$) e a declividade média (DME) em (%) e obtido pela aplicação da equação 3.9. O cálculo foi realizado com o auxílio do software MS Excel.

4.3.3 Diagnóstico físico-conservacionista

A abordagem a ser feita, neste estudo, corresponde identificar e quantificar os danos ambientais ocasionados pela inadequada utilização do solo nas microbacias hidrográficas da sub-bacia Angasmarca, através do diagnóstico Físico-Conservacionista.

O procedimento metodológico se indica no fluxograma da Figura 22, tendo como base os parâmetros morfométricos calculados que ali se indicam já foram incluídos no item anterior.

4.3.3.1 Classificação do uso potencial do solo (UP)

O diagnóstico físico-conservacionista caracteriza o uso da terra, na microbacia, a partir do Coeficiente de Rugosidade (RN), em quatro classes segundo Siccó Smith e citado por Rocha & Hurtz (2001) (Tabela 12).

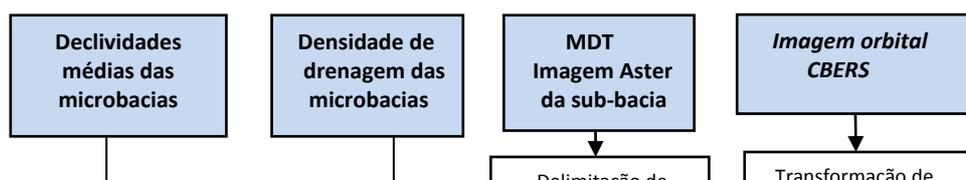


Tabela 12 - Classificação do Uso Potencial da Terra.

Classe RN	Uso potencial da terra (UP)
A	Solos com aptidão para agricultura (menor valor de RN)
B	Solos com aptidão para pastagem
C	Solos com aptidão para pastagem/florestamento
D	Solos com aptidão para florestamento (maior valor de RN)

O procedimento para a classificação do uso potencial da terra é o seguinte:

1. Para se caracterizar o “Uso Potencial das Terras”, nas quatro classes acima indicadas são calculados a Amplitude (A) e o Intervalo (I), a partir dos coeficientes de rugosidades, sendo:

$$A = (\text{maior valor de RN} - \text{menor valor de RN}) \quad (4.1)$$

$$I = \frac{A}{4} \quad (4.2)$$

O denominador 4 representa o número de classes de aptidão (A, B, C, D).

2. Para definição dos intervalos de domínios (largura dos intervalos das classes de RN's), inicia-se com a classe inferior, a fim de incluir o menor valor de RN, após isso, acrescenta-se o valor do intervalo de classe, definindo-se deste modo o limite superior do intervalo. As demais classes serão definidas, segundo o mesmo procedimento, observando-se que valor do limite inferior da classe subsequente será fixado a partir do limite superior da classe antecedente.

3. Determinado o uso potencial da terra, a partir do coeficiente de rugosidade, procedeu-se a elaboração do mapa de classificação do uso potencial das terras das microbacias estudadas.

4.3.3.2 Classificação do uso e ocupação do solo

O Mapa de Uso e Ocupação do Solo (MUO) da sub-bacia foi obtido por classificação não-supervisionada da imagem CBERS-2, em escala 1:100.000, com as classes mostradas na tabela 13. Para esta classificação utilizou-se o software SPRING 5.1.6.

Tabela 13 – Classes utilizadas na classificação do uso e ocupação do solo.

Nº ordem	Classe
1	Florestas
2	Pastagem aberta
3	Pastagem fechada
4	Agricultura de sequeiro
5	Agricultura de irrigação
6	Solo exposto
7	Água

4.3.3.3 Determinação de conflitos de uso

A partir da elaboração do uso potencial da terra (UP) foi gerada uma classificação de pesos do UP e do uso e ocupação do solo (MUO) possibilitando a elaboração do Mapa de Conflitos. O respectivo mapa foi elaborado por meio da sobreposição dos dois planos de informação utilizando a tabela de pesos (Tabela 14) para a classificação do conflito. Por exemplo, se o indicativo proposto pelo valor de RN for para a atividade de florestas, e atualmente a respectiva área é usada para agricultura, pode-se definir a existência de um conflito na classe 3 ($4-1=3$) e assim sucessivamente, segundo a Tabela 15.

As áreas de conflitos de uso foram determinados pelo cruzamento da informação das tabelas de classificação de uso potencial (UP) e uso e ocupação do solo (MUO) como se indica a continuação:

Conflito em A: Agricultura + queimada;

Conflito em B: Agricultura + associações+ queimada;

Conflito em C: Agricultura + associações+ queimada;

Conflito em D: Pastagem + Agricultura + associações + desmatamento + queimada

Tabela 14 - Classificação dos pesos referentes às classe de RN e Uso atual

Classes de UP	Uso Atual	Peso
Agricultura	Classe A	1
Pastagem	Classe B	2
Pastagem/Floresta	Classe C	3
Floresta	Classe D	4

Fonte: Adaptado de Farias do Valle (2008)

Tabela 15 - Classes de conflito (degradação ambiental)

Classes de Conflito	UP – Uso Atual	Recomendação
Classe 1	Ex: 4 -3 = 1 3 -2 = 1 2 -1 = 1	Apresentam riscos ou limitações permanentes severas quando usadas para culturas anuais e pastagens, seu uso deve ser norteado pela implementação de técnicas conjuntas de conservação do solo (caráter vegetativo, mecânico).
Classe 2	Ex: 4 – 2 = 2 3 – 1 = 2	Terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem nativa, reflorestamento ou preservação ambiental.
Classe 3	Ex: 4 – 1 = 3	Terras impróprias para cultivos intensivos e pastagens, mas ainda adaptadas para reflorestamento ou preservação ambiental.

Fonte: Farias do Valle (2008)

4.3.3.4 Áreas a reflorestar

De acordo com Rocha (2001), em microbacias com declividade média até 15% o reflorestamento mínimo necessário é de 25%, por outro lado em declividades

médias maiores que 15% o reflorestamento mínimo será de 50%. As áreas a reflorestar são determinadas pelas equações:

Área a reflorestar = 25% de cobertura florestal existente (para declividades até 15%).

Área a reflorestar = 50% de cobertura florestal existente (para declividades > 15%).

4.3.3.5 Excesso ou disponibilidade de agricultura nas microbacias.

Em microbacias classe A (áreas propícias à agricultura) a disponibilidade de terras para agricultura se determina pela diferença entre a área total da microbacia e a soma das áreas de florestas, agricultura, água e áreas a reflorestar.

Em microbacias de classes B, C e D (áreas propícias a pastagem, pastagem/florestamento e florestamento, respectivamente), as áreas disponíveis são somente àquelas destinadas à agricultura dessas microbacias.

4.3.3.6 Áreas a serem trabalhadas para o manejo correto da microbacia

Para microbacias classe A as áreas a serem trabalhadas são as áreas de conflitos, áreas a reflorestar e as de disponibilidade em agricultura.

Para microbacias de classes B, C, e D, as áreas a serem trabalhadas são as áreas destinadas a reflorestar e as de disponibilidade em agricultura.

4.3.3.7. Áreas deterioradas por microbacia

O grau de deterioração das microbacias é determinado por a soma de áreas de conflito e áreas a reflorestar.

4.3.3.8 Porcentagem de deterioração de cada microbacia

A porcentagem (%) de deterioração de uma microbacia é determinada pela relação entre a área de deterioração e a área total de microbacia multiplicada por 100.

4.3.3.9 Prioridades de manejo por microbacia

As prioridades de manejo das microbacias foram determinadas em função dos valores da porcentagem de deterioração das microbacias. A microbacia que tem o maior valor corresponde à prioridade 1, onde o decréscimo do valor de deterioração diminui a prioridade de manejo.

4.3.3.10 Códigos e critério de estratificação

O preenchimento do quadro das alternativas para o diagnóstico Físico-Conservacionista foi feito através 7 indicadores ambientais (alternativas e valor ponderado para cada indicador ambiental), onde trabalhou-se com o valor médio encontrado de cada indicador.

Os valores mínimo e máximo de cada indicador variaram de 1 a 10, onde o valor mínimo (1) corresponde a melhor situação ambiental e o valor máximo (10) corresponde a pior situação ambiental. Estes dados são necessários para a determinação do modelo matemático que define as deteriorações ambientais.

4.3.3.11 Determinação do modelo matemático da deterioração ambiental

O modelo matemático para avaliar a deterioração ambiental físico-conservacionista é a equação da reta que define a deteriorações:

$$y = ax + b \quad (4.3)$$

onde o valor de y varia de 0 (zero) a 100% de deterioração.

4.3.4 Diagnóstico de áreas com risco potencial de erosão.

Utilizando-se da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) determinou-se a partir da integração de fatores naturais e antrópicos a respectiva perda de solo na bacia e mediante o uso de técnicas de Geoprocessamento procedeu-se a sua respectiva espacialização, favorecendo a visualização de regiões com riscos potenciais de erosão laminar. O procedimento metodológico adotado se encontra discriminado no fluxograma da Figura 23.

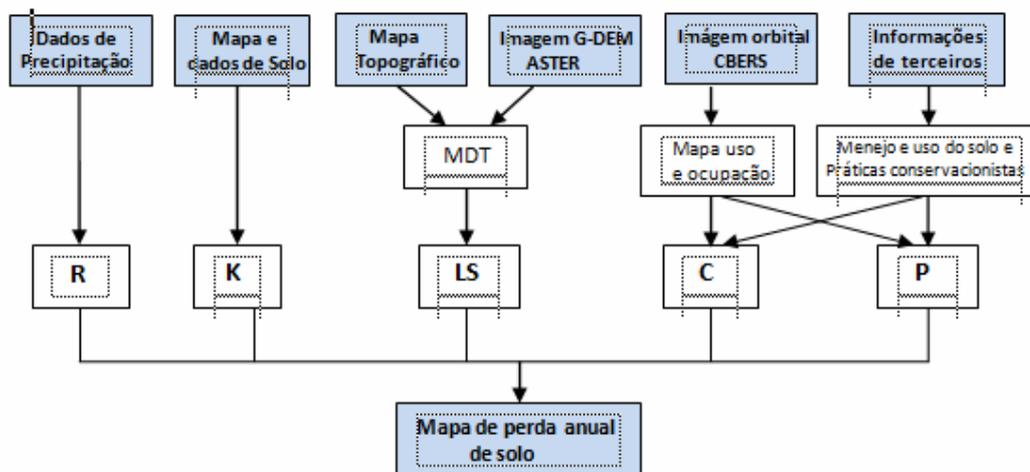


Figura 23 - Fluxograma simplificado do procedimento para o cálculo da perda de solo, aplicação da Equação Universal de Perda de Solos EUPS.

4.3.4.1 Estimativa da erosividade da chuva (R)

A metodologia utilizada para gerar os índices de erosividade ($R=EI30$), obedecem a critérios propostos por Bertoni & Lombardi Neto (1993), que utilizam séries históricas de dados de chuvas de um determinado local, obtido pela equação 3.18 e expressa no item 3.4.5.2. Sendo (r) a precipitação média mensal em milímetros, (P) a precipitação média anual em milímetros e $EI30$ a média mensal do índice de erosão em $MJ.ha^{-1}.mm.h^{-1}.mês^{-1}$.

O cálculo foi obtido utilizando registros pluviométricos mensais de 3 estações mais próximas a área de estudos de um período de 30 anos consecutivos entre 1981 a 2010, com auxílio do software MS Excel. Os dados foram agrupados em três períodos de 10 anos: 1981-1990, 1991-2000 e 2001-2010.

4.3.4.2 Estimativa indireta da erodibilidade dos solos (K)

A estimativa da erodibilidade de solos de maneira indireta foi feita mediante a aplicação das equações 3.19 e 3.20 descritas no item 3.4.5.3, elaboradas por de Wischmeier e Smith (1978). Os resultados obtidos foram comprovados com a estimativa da erodibilidade a partir da leitura gráfica no nomograma dos mesmos autores, que toma por base a combinação nas propriedades físicas dos solos (porcentagem de silte e areia muito fina; porcentagem de areia compreendida entre 2 e 0,1 mm; estrutura; classe de permeabilidade e na porcentagem de matéria orgânica), expressa em $(t.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1})$, (ver nomograma na figura 9 no item 3.4.5.3).

Os dados das propriedades físicas de solos foram obtidos de amostras de perfis de solos do estudo de solos da bacia hidrográfica do Rio Santa (ONERN, 1972) (ver caracterização da área de estudo no item 2.4.1)

4.3.4.3 Comprimento de rampa (L)

O comprimento médio das rampas para cada microbacia foi obtido, a partir de cartas topográficas, pelo método do retângulo equivalente conforme a metodologia modificada por Vilela & Mattos (1975) com aplicação da equação 3.21.

4.3.4.4 Fator topográfico - Fator LS

Após a confecção do mapa comprimento de rampa (Fator L) e tendo presente o mapa de declividades, procedeu-se a execução da expressão matemática apresentada na equação 3.24 gerando o fator topográfico (LS). A Tabela 16 mostra a classificação das declividades utilizadas neste estudo.

Tabela 16 - Classificação de declividades para o estudo

Classe	Símbolo	Intervalo (%)	Classificação qualitativa
1	A	00 - 04	Plana a ligeiramente inclinada
2	B	04 - 15	Moderada a fortemente inclinado
3	C	15 - 25	Moderadamente íngreme
4	D	25 - 50	Íngreme
5	E	50 - 75	Muito íngreme
6	F	75 - 100	Muito extremamente íngreme
7	G	> 100	Abrupta

Fonte: Adotada do Regulamento de Classificação de Terras por Capacidade de Uso Maior, do Ministério de Agricultura do Peru (D.S. No. 0062-75- AG, 1975).

4.3.4.5 Uso e manejo de práticas conservacionistas (Fatores C e P)

Para aquisição dos fatores de uso e práticas conservacionistas buscando-se agrupar em classe o mapa de usos e ocupações do solo (MUO) através dos seguintes procedimentos:

1. Utilizou-se a composição colorida (RGB) 342 para a realização da classificação não supervisionada da imagem CBERS-2.

2. De acordo com os resultados obtidos no processo de classificação acima foi realizada uma interpretação visual dos dados para agrupá-los em classes de ocupação.

3. Com base no reconhecimento de padrões representativos de uso da terra, auxiliados por referências de campo, definiram-se as classes de uso da terra.

4. Estimou-se a variável antrópica (Fator CP), baseado nos valores propostos por Righeto (1998), Ruhoff (2004) e Tomazoni et al (2005), considerando-se a pior situação quanto às práticas conservacionistas para $P = 1$ (Tabela 17).

Adotando-se o valor médio ponderado de diversos valores de CP para agricultura e pastagem (equação 3.27) norteado pelo uso e ocupação do solo na região *La Libertad*, geraram-se os valores de CP em cada ocupação nas microbacias.

Tabela 17 - Valores de P, C e fator CP para alguns tipos de manejo dos solos adotados para a Sub-Bacia de Angamarca.

Classe de Uso da Terra	Valor de C	Valor de P	CP (adim)
Floresta	0,012	0,1	0,0012
Pastagem	0,01 - 0,025	0,4	0,004 - 0,0100
Agricultura de sequeiro	0,18 - 0,290	0,7	0,126 - 0,2030
Agricultura irrigada	0,18 - 0,360	1,0	0,180 - 0,3600
Solo exposto	1,000	1,0	1,0000
Mineração	1,000	1,0	1,0000
Água	0,000	0,0	0,000

Fontes: Righeto(1998), Ruhoff (2004), Tomazoni et al (2005)

4.3.4.6 O potencial natural de erosão (PNE)

O Potencial Natural de Erosão (PNE) foi calculado a partir da combinação dos mapas e os valores médios de erosividade da chuva (fator R), erodibilidade dos

solos (fator K) e do Fator Topográfico (LS), através da utilização da equação 3.26 no software MS Excel.

A dimensão em área das classes de susceptibilidade natural à erosão foi definida por meio de tabulação cruzada das classes quantitativas geradas, sendo os valores transformados em classes qualitativas, ordenadas em cinco níveis, adaptado de Bertoni & Lombardi Neto (1999); Scopel (1988) e Nascimento (1998).

4.3.4.7 Perdas de solo por erosão na sub-bacia.

A perda de solo por erosão laminar (A) (em t.ha/ano) foi obtida mediante a aplicação da equação 3.17, ou também, pelo produto do potencial de erosão natural (PNE) e o fator antrópico (CP).

4.3.4.8 Limite de tolerância de perdas de solo

O limite de tolerância, baseado na metodologia proposta por Oliveira (2004), mediante descrição dos perfis e da análise química do solos incluindo matéria orgânica presentes na sub-bacia do rio Angasmarca, apresentados nas Tabela 2^a, 2b, e, os fatores m e p na Tabela 9, pode-se calcular a tolerância de perda de cada solo da sub-bacia, utilizando-se da equação 3.28.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização morfométrica para a avaliação ambiental físico-conservacionista utilizou como dados de entrada os Modelos Digitais do Terreno (MDTs) obtidos pelas cartas topográficas ou imagens ASTER G-DEM2. Na Figura 24 podemos observar a altimetria da região de estudos onde as menores cotas giram em torno a 1.980m acima do nível do mar (coloração ciano esverdeada) e as maiores em torno a 4.600m (coloração branca). Já na Figura 25 observamos as declividades existentes na área de estudos desde 0 - 4% (regiões cor creme) e que podem chegar a 246% (regiões de coloração azulada).

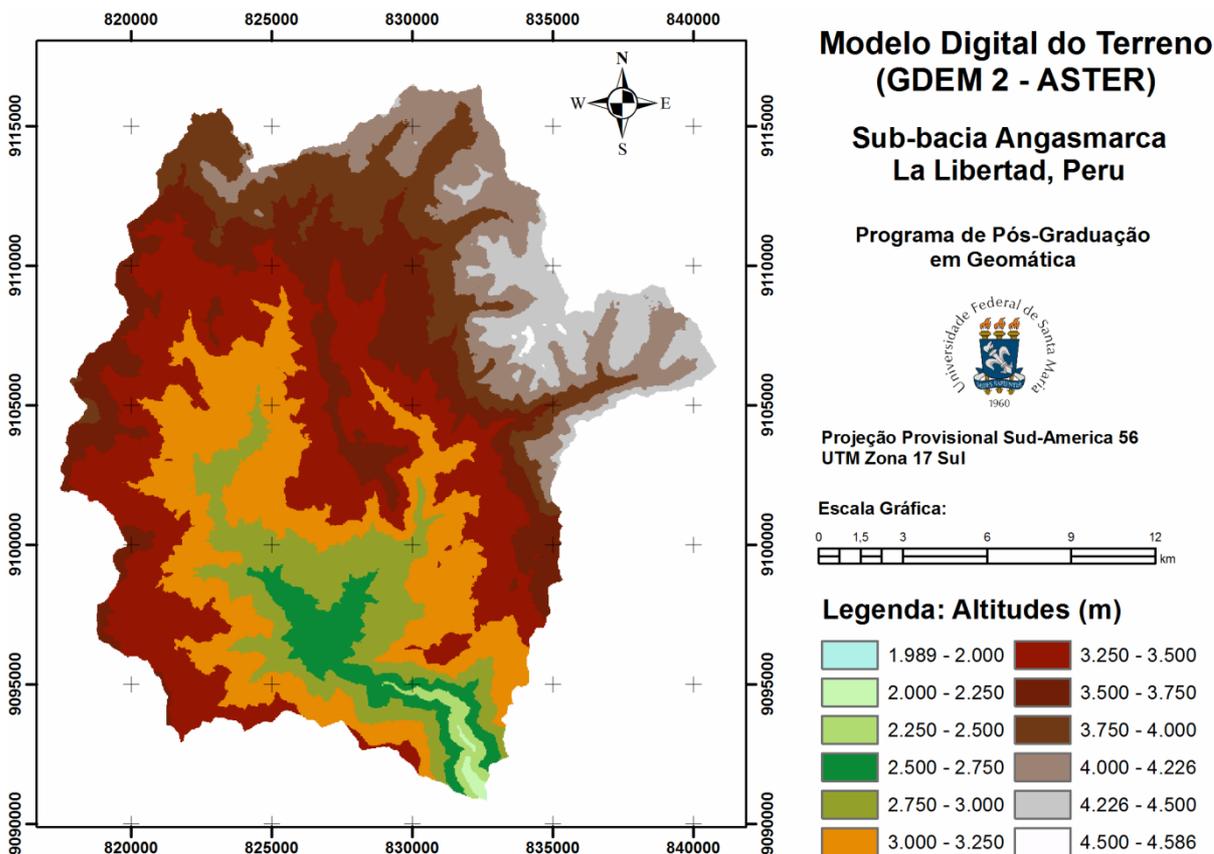


Figura 24 – Altimetria – Modelo Digital do Terreno. SIG-ArcGIS 9.2

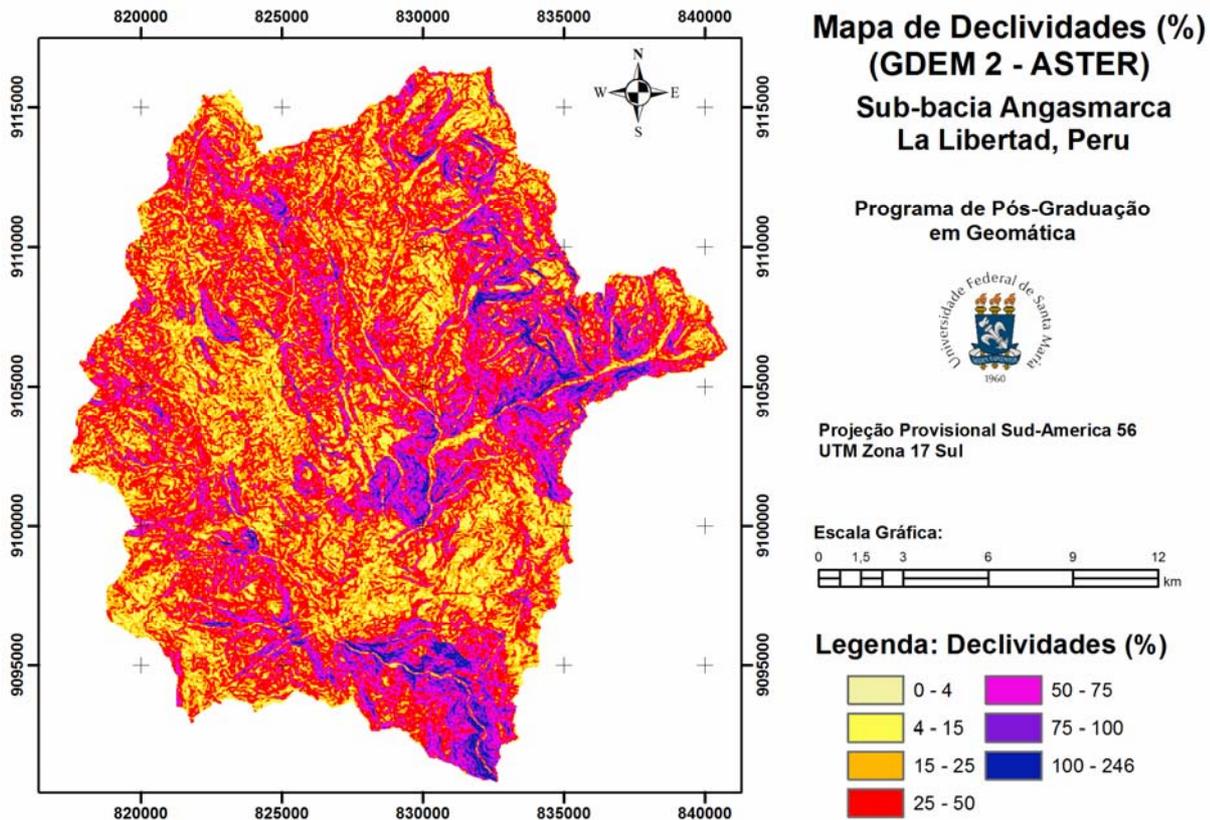


Figura 25 – Mapa de declividades gerado a partir do MDT.

5.1 Análise morfométrica da sub-bacia do rio Angasmarca

A sub-bacia do rio Angasmarca é de 5ª ordem, indicando ter ramificação média, com uma área 353,075km² e um perímetro de 96,04km. O comprimento do canal principal é de 32,29km com uma rede de drenagem total de 176.264km. Os resultados da caracterização morfométrica da sub-bacia são apresentados na Tabela 18 e das suas microbacias nas Tabelas 19 e 20.

O resultado da aplicação das técnicas *Watershed Delineation Tools* (FWD), na área de estudo subdividiu a sub-bacia do rio Angasmarca em 11 microbacias como se mostra no mapa de delimitação de microbacias da Figura 26.

Tabela 18 - Parâmetros morfométricos da sub-bacia Angasmarca

Nº	Parâmetros	Fórmula	Valores e unidades
1	Área (A)	A	353,075 km ²
2	Perímetro (P)	P	96,043 km.
3	Coeficiente de compacidade (Kc)	$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	1,423
4	Índice de circularidade (IC)	$IC = 12,57 \frac{A}{P^2}$	0,487
5	Fator de forma (Kf)	$K_f = \frac{A}{L^2}$	0,547
6	Índice de sinuosidade do curso de água (Is)	$I_s = \frac{L}{D_v}$	1,334
7	Maior comprimento (C)	C	25,556 km
8	Maior Largura (L)	L	23,419 km
9	Ordem do córrego	n	5
10	Rede de drenagem total	Cdt	176,264 km
11	Densidade hidrográfica (Dh)	$D_h = \frac{N}{A}$	0,2267 (canais/km ²)
12	Comprimento canal principal	Ccp	32,290 km
13	Comprimento vetorial canal principal	Cvcp	24,201 km
14	Densidade de drenagem (Dd)	$D_d = \frac{L_t}{A}$	0,493 (km/km ²)
15	Declividade média (H)	$H = \frac{\sum LCN \cdot \Delta h}{A} \cdot 100$	33,892 %
16	Comprimento de rampa médio do escoamento superficial (Cr)	$C_r = \frac{1}{4 \cdot D_d}$	0,506791 (km ² /km)
17	Coeficiente de rugosidade (RN)	RN = Dd. DME	16,719 x 10³
18	Altitude (h)	h	4250 m
19	Amplitude altimétrica (Δh)	h-máxima – h-mínima	2300 m

Dentre as microbacias geradas temos 7 delas que são de 2º ordem e somente 4 de 3º ordem. Seus índice de compacidade (Kc) variam de 1,18 a 1,53, o índice de circularidade (Ic) variou de 0,42 a 0,71 e o fator forma (Kf) oscilou de 0,31 a 0,80. Estes valores indicam que as microbacias são um pouco alongadas o que favorecem ao escoamento superficial e não sujeitas a enchentes. No entanto, estão sujeitas a fenômenos erosivos relacionados as condições de declividades médias altas, de solo exposto ou de áreas com escassa cobertura vegetal permanente, como se mostra no mapa de uso e ocupação do solo na Figura 28.

Tabela 19 - Variáveis morfométricas correlacionadas com a geometria das microbacias

Micro-Bacia	Área	Perímetro	Coefficiente de Compacidade	Índice de Circularidade	Fator de Forma	Índice de Sinuosidade	Máximo comprimento	Máxima largura
	A	P	Kc	Ic	Kf	Is	C	L
	km ²	km	Adim.	Adim.	Adim.	Adim.	m	m
1	52,867	34,240	1,318	0,567	0,799	1,081	7.065,931	11.503,613
2	25,922	21,375	1,175	0,713	0,561	1,103	6.795,494	5.944,377
3	19,793	23,840	1,500	0,438	0,439	1,130	4.098,804	5.310,350
4	31,205	30,241	1,516	0,429	0,342	1,467	9.547,372	5.705,651
5	22,257	23,969	1,423	0,487	0,315	1,126	8.407,435	3.943,315
6	66,140	38,295	1,318	0,567	0,435	1,949	12.327,217	9.761,616
7	15,436	19,062	1,358	0,534	0,313	1,163	7.021,413	3.720,666
8	33,357	27,568	1,336	0,552	0,293	1,139	10.655,085	4.349,290
9	3,126	8,072	1,278	0,603	0,328	1,150	3.086,081	1.372,943
10	46,016	30,434	1,256	0,624	0,348	1,102	11.494,271	6.832,388
11	36,957	33,228	1,530	0,421	0,409	1,193	8.425,635	11.645,329
Média	32,098	26,393	1.364	0,537	0,417	1.237	8.084,067	6.371,776

Tabela 20 - Variáveis relativas à composição da rede de drenagem e relevo das microbacias

Micro-Bacia	Ordem de cursos	Comprimento total da rede	Densidade Hidrológica	Densid. de Drenagem	Declividade	Rampa media	Coefficiente Rugosidade	Altitude	Amplitude Altimétrica
	n	Cr	Dh	Dd	S	Cr	Rn	h	Dh
	Adim.	km.	km ⁻²	km.km ⁻²	%	km	Adim.	m	m
1	3	30,074	0,208	0,569	31,942	0,439	18,175	3700	1130
2	3	19,454	0,501	0,750	29,234	0,333	21,926	3900	990
3	2	7,596	0,253	0,384	28,048	0,651	10,770	3600	670
4	2	18,420	0,224	0,590	28,548	0,423	16,843	4150	1140
5	2	12,085	0,225	0,543	36,382	0,460	19,755	4150	1130
6	3	34,653	0,227	0,524	33,539	0,477	17,574	4500	1370
7	2	12,223	0,389	0,792	49,436	0,316	39,153	4650	1410
8	3	19,472	0,360	0,584	50,282	0,428	29,365	4500	1450
9	2	5,062	2,239	1,619	50,687	0,154	82,062	3960	910
10	2	23,445	0,195	0,509	35,340	0,491	17,988	4340	1760
11	2	15,599	0,081	0,422	50,229	0,592	21,197	3750	1770
Média	2	18,008	0,446	0,662	38,515	0,433	26,801	4109,091	1248,182

A densidade média de drenagem da sub-bacia de 0,493 km/km², indica que esta possui baixa capacidade de drenagem. No entanto, nas microbacias ocorrem

variações de 0,422 a 0,750 km/km² (exceto na microbacia 9 que é de 1,620 km/km², por ser microbacia muito pequena). A densidade de drenagem é um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia, fornecendo uma indicação da eficiência da drenagem da bacia. Os resultados encontrados neste trabalho vem ao encontro do encontrado por Villela e Mattos (1975), que afirmam que esse mesmo índice (densidade de drenagem), pode variar de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre, a 3,5 km/km², ou mais, em bacias bem drenadas.

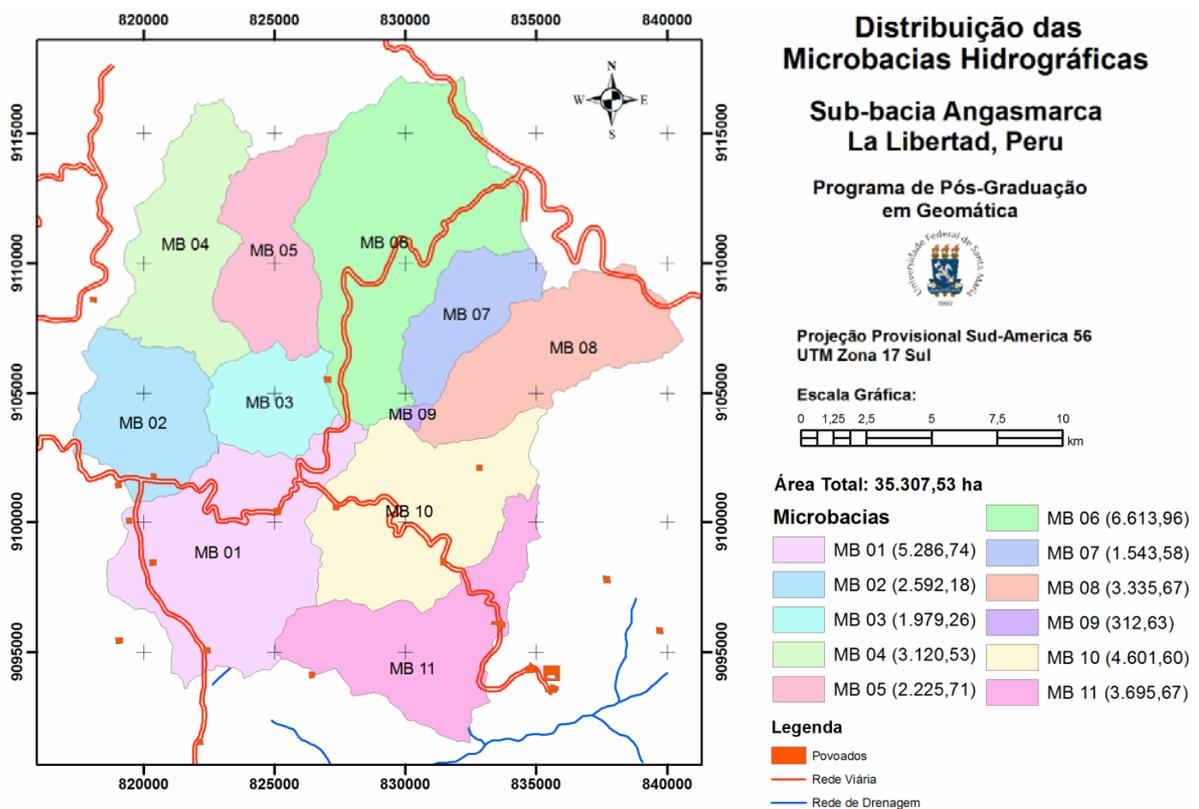


Figura 26 – Delimitação das microbacias hidrográficas.

A densidade hidrográfica da sub-bacia também é baixa, 0,227 canais/km², ou seja, menos de 1 canal por km². Nas microbacias este valor varia de 0,195 a 0,501 canais/km², excepcionalmente na microbacia 9 é de 2,24 e na microbacia 11 é de 0,081 canais/km². O fator de forma de 0,55 e o índice de circularidade de 0,49, indicam que o perímetro da bacia não é circular, é alongada em 9,13%, favorecendo os processos de escoamento, não sujeita a enchentes, pois há maiores

possibilidades de chuvas intensas ocorrerem nas parte altas da sub-bacia concentrando grande volume de água nos tributários principais dessas microbacias.

O Índice de sinuosidade é de 1,334, considerado de valor médio baixo, já que valores próximo a 1 indicam que os canais tendem a serem retilíneos, e valores superiores a 2,0, indicam que os canais tendem a ser tortuosos, sendo os valores intermediários indicativos de formas transacionais, regulares e irregulares. A tendência de forma retilínea da sub-bacia indica que este tipo de canal favorece um maior transporte de sedimentos conforme indicam Antoneli e Thomaz (2007).

Observando-se os valores médios da declividade na Figura 27, verificamos que a inclinação dos interflúvios na sub-bacia e nas microbacias apresentou diferenças significativas de 28,05% a 50,69% para as microbacias e de 33,89% para a sub-bacia.

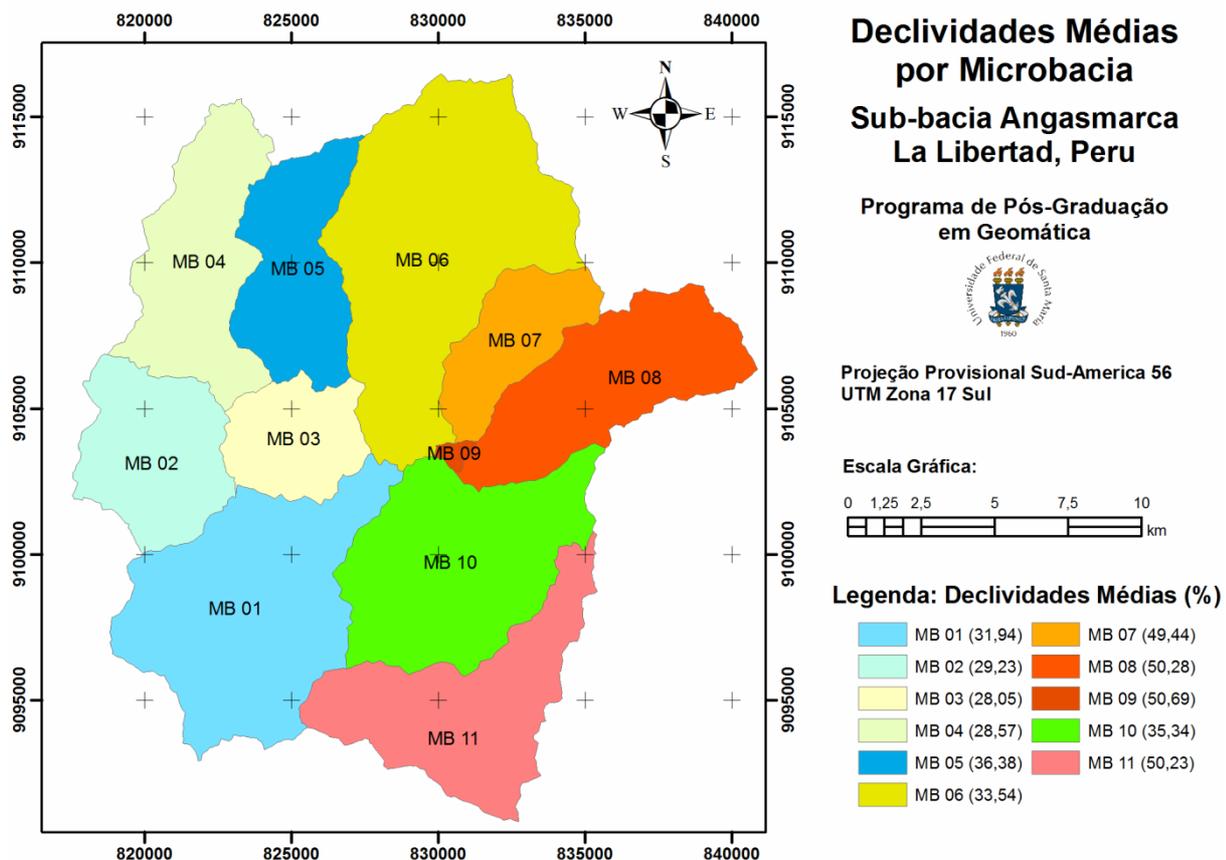


Figura 27 - Mapa de declividades media das microbacias.

Para as microbacias de 2^a e 3^a ordem a declividade média é menor (microbacias localizadas nas maiores altitude) e as declividades mais acentuadas encontram-se nas microbacias em altitudes intermediárias e baixas, gerando maior velocidade do escoamento superficial da água das chuvas, o que favorece maior *esculturação* da paisagem, também confirmada por Rocha (2008). Desta forma, o coeficiente de rugosidade apresentou maiores valores nas áreas de maiores declividades, havendo possivelmente restrições quanto ao uso potencial deste solos.

5.2 Avaliação físico-conservacionista das microbacias

5.2.1 Classificação do uso potencial do solo

Na avaliação do uso potencial do solo, baseado no diagnóstico físico-conservacionista que caracteriza o uso preferencial da terra na microbacia, a partir da determinação do coeficiente de rugosidade (RN), foram determinados os parâmetros de amplitude de variação e o intervalo do coeficiente de rugosidade (RN) para cada microbacia e classe de solo predominante, de acordo com a metodologia de Rocha (2008).

O valor de amplitude (A) para as 11 microbacias, que possuem as mesmas unidades de solos, são: $\text{Amplitude (A)} = (82,062 - 10,770) = 71,292$

Na estimativa do intervalo (I), considerando-se quatro classes para o uso potencial do solo apresentam-se os seguintes intervalos: $\text{Intervalo (I)} = 71,292 / 4 = 17,823$

A estimativa da classe do uso potencial do solo para cada microbacia é efetuada de acordo com os valores obtidos do intervalo (I) do coeficiente de rugosidade (RN) e são apresentados na Tabela 21.

Tabela 21 - Estimativa da classe de uso potencial do solo segundo os coeficientes de rugosidade

Uso potencial	Calculo (RN-Mín + intervalo)	RN-Limite de classe
A	10,770 + 17,833	28,593
B	28,593 + 17,833	46,417
C	46,417 + 17,833	64,241
D	64,241 + 17,833	82,062

Onde: A – Solos potenciais para a agricultura; B – Solos potenciais para pastagens; C – Solos potenciais para pastagem/reflorestamento; D – Solos potenciais para reflorestamento.

Para as microbacias hidrográficas do rio Angasmarca, obteve-se as classes de uso potencial do solo apresentadas na Figura 28 e Tabela 22.

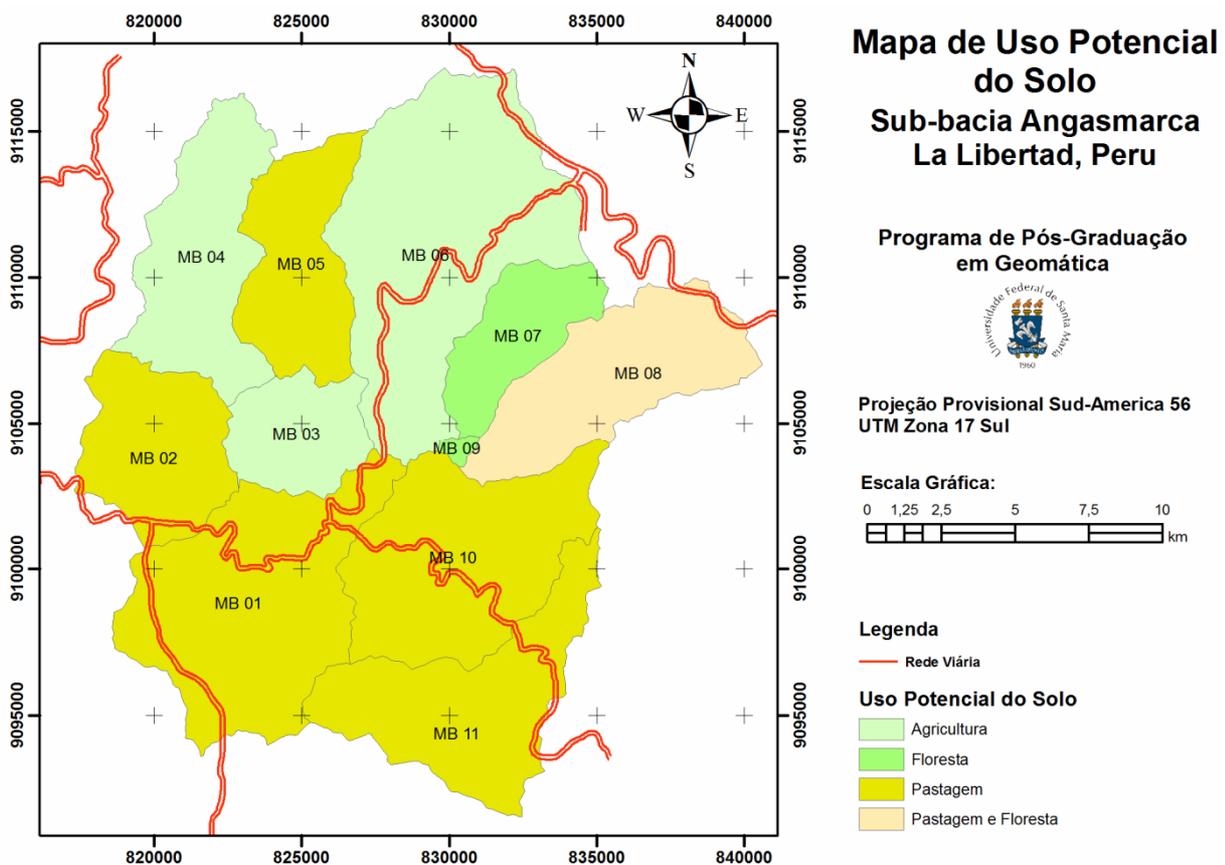


Figura 28 - Classificação do uso potencial do solo das microbacias hidrográficas, e acordo com a metodologia do RN.

Tabela 22 - Aptidão de uso potencial das terras por microbacias

Classes de RN	Micro-bacia	$\sum(Q.R.C.T)$	$\sum(Q.C.N.)$	Área	H	H	D	$RN \times 10^5 = 1e8$
O1	O2	km	km	ha	Sem un.	(%)	(km/ha)	Sem un.
O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	O9
B	1	30,074	337.735,10	5.286,74	0,3194	31,942	0,00569	18,175
B	2	19,454	151.558,02	2.592,18	0,2923	29,234	0,00750	21,926
A	3	7,596	111.027,50	1.979,26	0,2805	28,048	0,00384	10,770
A	4	18,420	178.170,80	3.120,53	0,2855	28,548	0,00590	16,843
B	5	12,085	161.953,51	2.225,71	0,3638	36,382	0,00543	19,755
A	6	34,653	443.654,51	6.613,96	0,3354	33,539	0,00524	17,574
D	7	12,223	152.617,80	1.543,58	0,4944	49,436	0,00792	39,153
C	8	19,472	335.446,80	3.335,67	0,5028	50,282	0,00584	29,365
D	9	5,062	31.692,86	312,63	0,5069	50,687	0,01619	82,062
B	10	23,445	325.238,06	4.601,60	0,3534	35,340	0,00509	17,988
B	11	15,599	371.260,82	3.695,67	0,5023	50,229	0,00422	21,197
TOTAL		198,083	2.600.355,78	35.307,53				

$\sum(Q.R.C.T)$

= Somatório dos comprimentos das ravinas, canais e tributários;

$\sum(Q.C.N.)$

= Somatório dos comprimentos das curvas de nível por

microbacia; Declividade média classe A: Limite de 15% - trabalho de máquinas agrícolas; limite > 10% - tratos conservacionistas; Declividade média até 15%

- florestamento mínimo de 25%; Declividade média > 15% - florestamento mínimo de 50%; Δh considerado = 20 m (equidistância entre as curvas de nível

em cartas 1: 50.000); $RN \times 10^5$ como exemplo: considera-se n=5. Neste caso se o valor de RN for igual a 0,00025 , o ajuste será para RN=25 e assim por

diante.

Analisando a Tabela 22 e a Figura 29, observa-se que na sub-bacia hidrográfica do rio Angasmarca, 33,18% da área mostra o uso potencial do solo para agricultura, enquanto que 52,12% para pastagem, 9,45% para pastagem e florestamento e 5,25% para florestamento. Verifica-se que o principal potencial de uso do solo refere-se à agricultura e pastagem, totalizando 85,30%. Tal resposta baseou-se na correlação existente entre o uso potencial do solo com o grau de movimentação topográfica e as respectivas características da rede de drenagem.

5.2.2 Classificação de uso e ocupação do solo

Os resultados da classificação de uso e ocupação do solo para a sub-bacia Angasmarca, que foram obtidos através da classificação digital da imagem CBERS, como se mostram nas Tabela 23 e 24 e no mapa da Figura 29.

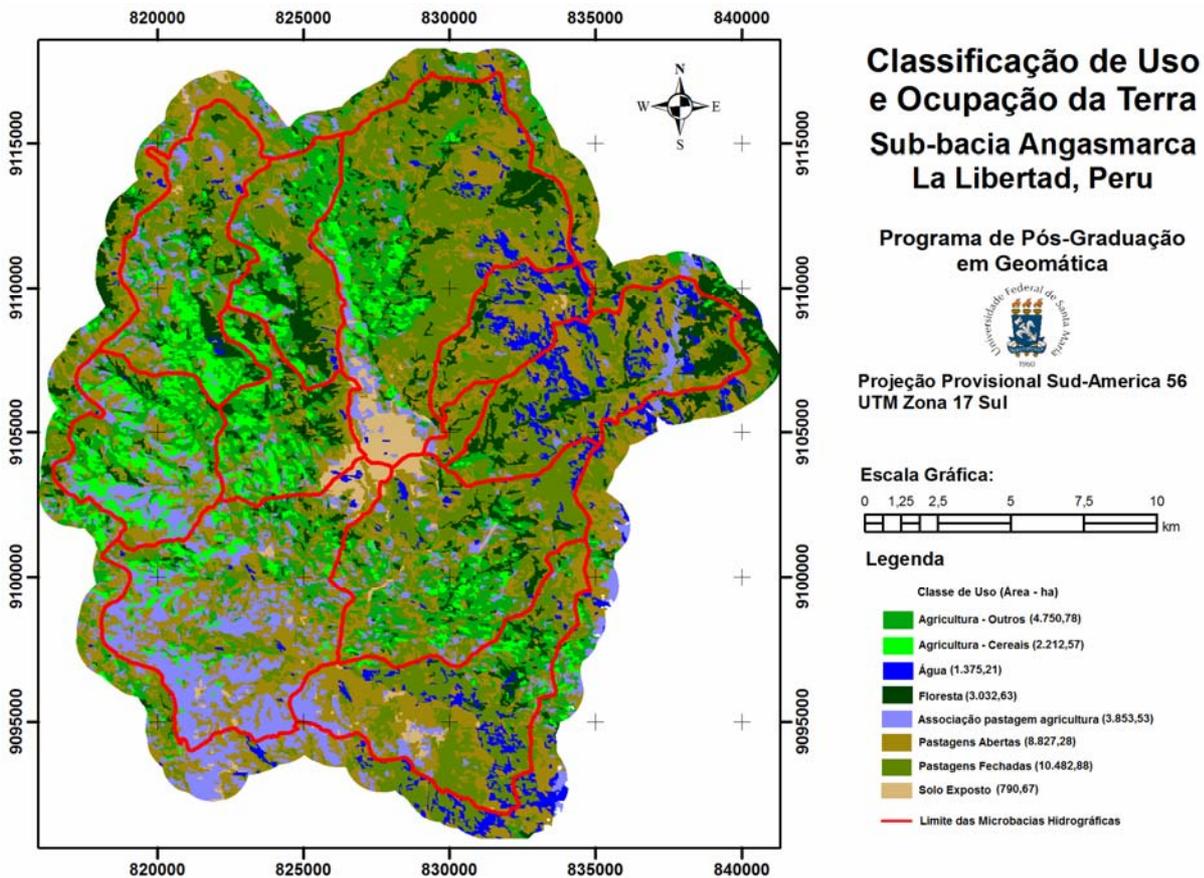


Figura 29- Mapa de uso e ocupação do solo. SPRING 5.1.6 (INPE)

Verifica-se que a agricultura ocupa 30,58% da área da sub-bacia (10798,87 ha), da qual 3,27% corresponde a áreas chamadas “agricultura de cereais”, irrigada durante o período do ano de ausência de chuvas, 13,45% é de “agricultura de sequeiro de outros cultivos anuais” e 10,86% corresponde a uma associação agricultura-pastagem (cultivos anuais intercalados com pastagem melhorada). A pastagem ocupa o 54,69% da sub-bacia (19.310,16ha), do qual 29,69% correspondem a pastagem natural densa (pastagem ferrada) e 25,00% corresponde a pastagem natural intercalada com afloramentos rochosos e solo exposto (pastagem aberta), A floresta nativa e plantada ocupa 8,59% da sub-bacia (3032,63ha), o solo exposto ocupa 2,24% da sub-bacia (790,67ha), compreende a terras em pousio invernal e terras destinadas a mineração) e finalmente o 3,90% corresponde a corpos de água (1375.21 ha), entre açudes e pantanais.

Tabela 23 - Classificação de uso e ocupação do solo da sub-bacia Angasmarca.

MBH	Água (ha)	Solo Exposto (ha)	Floresta (ha)	Agricultura Outros (ha)	Pastagem Aberta (ha)	Pastagem Ferrada (ha)	Agricultura Cereais (ha)	Associação. Agric-past. (ha)	AREA TOTAL (ha)
1	41,08	205,14	93,17	586,15	1.707,20	631,74	324,54	1.697,72	5.286,74
2	1,79	0,00	138,85	584,81	540,14	253,90	567,22	505,46	2.592,18
3	17,53	7,00	193,60	377,18	494,09	503,95	207,29	178,61	1.979,26
4	27,64	11,03	305,24	594,67	779,00	794,54	326,81	281,61	3.120,53
5	19,34	0,00	365,67	514,95	357,21	673,16	186,29	109,07	2.225,71
6	188,04	359,20	706,51	843,76	1.237,74	2.666,93	329,76	282,02	6.613,96
7	276,63	11,36	114,39	12,19	490,51	629,44	0,00	9,06	1.543,58
8	460,52	0,00	557,68	66,33	865,77	1.259,72	8,61	117,04	3.335,67
9	4,76	4,16	22,06	3,68	93,28	170,35	0,00	14,33	312,63
10	104,71	108,07	368,71	899,87	1.056,79	1.564,62	192,36	306,47	4.601,60
11	233,16	84,69	166,75	267,17	1.205,55	1.334,54	69,68	334,13	3.695,67
TOTAL	1.375,21	790,67	3.032,63	4.750,78	8.827,28	10.482,88	2.212,57	3.835,53	35.307,53

Tabela 24 - Uso e ocupação da terra por microbacia para avaliação físico-conservacionista da sub-bacia do rio Angasmarca.

Classes de RN	Micro-bacias	Florestas (ha)				$\sum N$	Past.	Cultivos Agrícolas		A.C.	Açudes		Queimadas ou Deserto	Associações			
		1a	1b	1c	1d			2	3a		3b	4		5a	5b	[2, 3b]	[2, (3b)]
O1	O2	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
B	1					93,17	631,74	324,54	586,15		41,08		205,14	1.697,72	1.707,20		
B	2					138,85	253,90	567,22	584,81		1,79		0,00	505,46	540,14		
A	3					193,60	503,95	207,29	377,18		17,53		7,00	178,61	494,09		
A	4					305,24	794,54	326,81	594,67		27,64		11,03	281,61	779,00		
B	5					365,67	673,16	186,29	514,95		19,34		0,00	109,07	357,21		
A	6					706,51	2.666,93	329,76	843,76		188,04		359,20	282,02	1.237,74		
D	7					114,39	629,44	0,00	12,19		276,63		11,36	9,06	490,51		
C	8					557,68	1.259,72	8,61	66,33		460,52		0,00	117,04	865,77		
D	9					22,06	170,35	0,00	3,68		4,76		4,16	14,33	93,28		
B	10					368,71	1.564,62	192,36	899,87		104,71		108,07	306,47	1.056,79		
B	11					166,75	1.334,54	69,68	267,17		233,16		84,69	334,13	1.205,55		
TOTAIS						3.032,63	10.482,88	2.212,57	4.750,78		1.375,21		790,67	3.835,53	8.827,28		

1. FLORESTAS (N= Florestas): 1a- Florestas em áreas planas; 1b - Florestas em áreas declivosas; 1c- Florestas ao longo dos rios; 1d- Florestas plantadas.
 2. PASTAGEM (áreas disponíveis). 3. CULTIVOS AGRÍCOLAS: 3a - cultivos anuais irrigados em terrenos planos; 3b cultivos anuais em seco em encostas.
 4. ÁREAS CONSTRUÍDAS. 5. AÇUDES: 5ª - Açudes e barragens; 5b - Banhados, brejos. ASSOCIAÇÕES: 2, 3b] - Áreas de pastagem intercaladas com cultivos anuais em terreno seco; [2, (3b)]- Áreas de pastagem com esparsas áreas de cultivos anuais em terreno seco; [2, (3a)]- Áreas de pastagem com esparsas áreas de cultivos anuais irrigados; [2, (2)] - Áreas de cultivos anuais irrigadas, com esparsas Áreas de pastagens. Obs.: As convenções utilizadas estão contidas em ROCHA (2001).

5.2.3 Determinação de áreas de conflito de uso na sub-bacia

Determinação das áreas de conflito de uso na bacia: a partir do cruzamento das informações obtidas nos mapas de uso potencial do solo (RN) (Figura 28) e o mapa uso e ocupação dos solos (MUO) (Figura 29), gerou-se o mapa de classificação por tabulação cruzada destas duas variáveis. O mapa deterioração ambiental é apresentado na da Figura 30.

De acordo à Tabela 15, as alternativas de classes de conflito que apresentaram significância são seis, das quais somente quatro foram determinadas no presente estudo:

2-1 ⇒ Conflito 1 ⇒ Pastagem x Agricultura.

3-1 ⇒ Conflito 2 ⇒ Pastagem /Florestamento x Agricultura.

4-1 ⇒ Conflito 3 ⇒ Florestamento x Agricultura.

4-2 ⇒ Conflito 2 ⇒ Florestamento x Pastagem.

De acordo com os resultados na Tabela 25, dos 35.307,53ha (área da sub-bacia) 50,88% (17.963,53ha) encontra-se como áreas em conflito, sendo:

1) 8,66% (3.056,70ha) correspondem a áreas de conflito em classe A, ou seja que existem áreas destinadas à agricultura com declividades maiores a 10% e que seu uso exige tratos conservacionistas (Conflito classe 1).

2) 35,15% de terras (12.410,70ha) correspondem a áreas de conflito em classe B, ou seja que áreas destinadas à pastagem, estão sendo usadas para agricultura, áreas de queimada ou desertos ou associações pastagem-agricultura (Conflito classe 2).

3) 3,05% de terras (1.057,76ha), correspondem a áreas de conflito em classe C, o qual significa que áreas destinadas à pastagem/florestamento, estão sendo usadas para agricultura, são áreas de queimada ou desertos ou associações pastagem-agricultura (Conflito de classe 2).

4) 4,07% de terras (1.438,36ha), correspondem a áreas de conflito em classe D, o qual significa que áreas destinadas a florestamento estão sendo usadas para pastagem, agricultura, áreas queimadas ou deserto e associações pastagem-agricultura (Conflito de classe 3).

Tabela 25 – Conflitos por microbacia avaliação físico-conservacionista da sub-bacia do rio Angasmarca

Classes de RN	Micro-bacias	Área da microbacia	Conflitos Uso		N	Área a Florestar		Disponibilidade e ou excesso em agricultura		Área a ser trabalhada para o manejo correto da microbacia		Área deteriorada por microbacia	% de deterioração por microbacia	Prioridades
		(ha)	(ha)	%		(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	
O1	O2	O5	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
B	1	5.286,74	4.520,75	85,51	1,76	2.550,20	48,24	910,70	17,23	3.460,90	65,46	7.070,96	133,75	2
B	2	2.592,18	2.197,64	84,78	5,36	1.157,24	44,64	1.152,03	44,44	2.309,27	89,09	3.354,88	129,42	3
A	3	1.979,26	591,47	29,88	9,78	796,03	40,22	387,63	19,58	1.775,12	89,69	1.387,49	70,10	8
A	4	3.120,53	932,51	29,88	9,78	1.255,03	40,22	611,14	19,58	2.798,68	89,69	2.187,54	70,10	9
B	5	2.225,71	1.167,53	52,46	16,43	747,18	33,57	701,24	31,51	1.448,42	65,08	1.914,71	86,03	7
A	6	6.613,96	1.532,73	23,17	10,68	2.600,47	39,32	1.945,42	29,41	6.078,62	91,91	4.133,20	62,49	11
D	7	1.543,58	1.152,56	74,67	7,41	657,40	42,59	12,19	0,79	669,59	43,38	1.809,96	117,26	4
C	8	3.335,67	1.057,76	31,71	16,72	1.110,16	33,28	74,95	2,25	1.185,10	35,53	2.167,91	64,99	10
D	9	312,63	285,81	91,42	7,06	134,26	42,94	3,68	1,18	137,94	44,12	420,06	134,36	1
B	10	4.601,60	2.563,57	55,71	8,01	1.932,09	41,99	1.092,23	23,74	3.024,33	65,72	4.495,66	97,70	6
B	11	3.695,67	1.961,22	53,07	4,51	1.681,08	45,49	336,85	9,11	2.017,93	54,60	3.642,30	98,56	5
Totais	11	35.307,53	17.963,53	612,26	97,50	14.621,14	452,50	7.228,07	198,82	24.905,90	734,26	32.584,66	1.064,76	66
<i>Média</i>		<i>3.209,78</i>	<i>1633,05</i>	<i>55,66</i>	<i>8,86</i>	<i>1.207,09</i>	<i>41,14</i>	<i>657,10</i>	<i>18,07</i>	<i>2.264,17</i>	<i>66,75</i>	<i>2962,24</i>	<i>96,80</i>	<i>6</i>

LEGENDA DO USO DA TERRA: Conflito em A: Agricultura + queimada; Conflito em B: Agricultura + associações+ queimada; Conflito em C: Agricultura + associações+ queimada; Conflito em D: Pastagem + Agricultura + associações + desmatamento + queimada

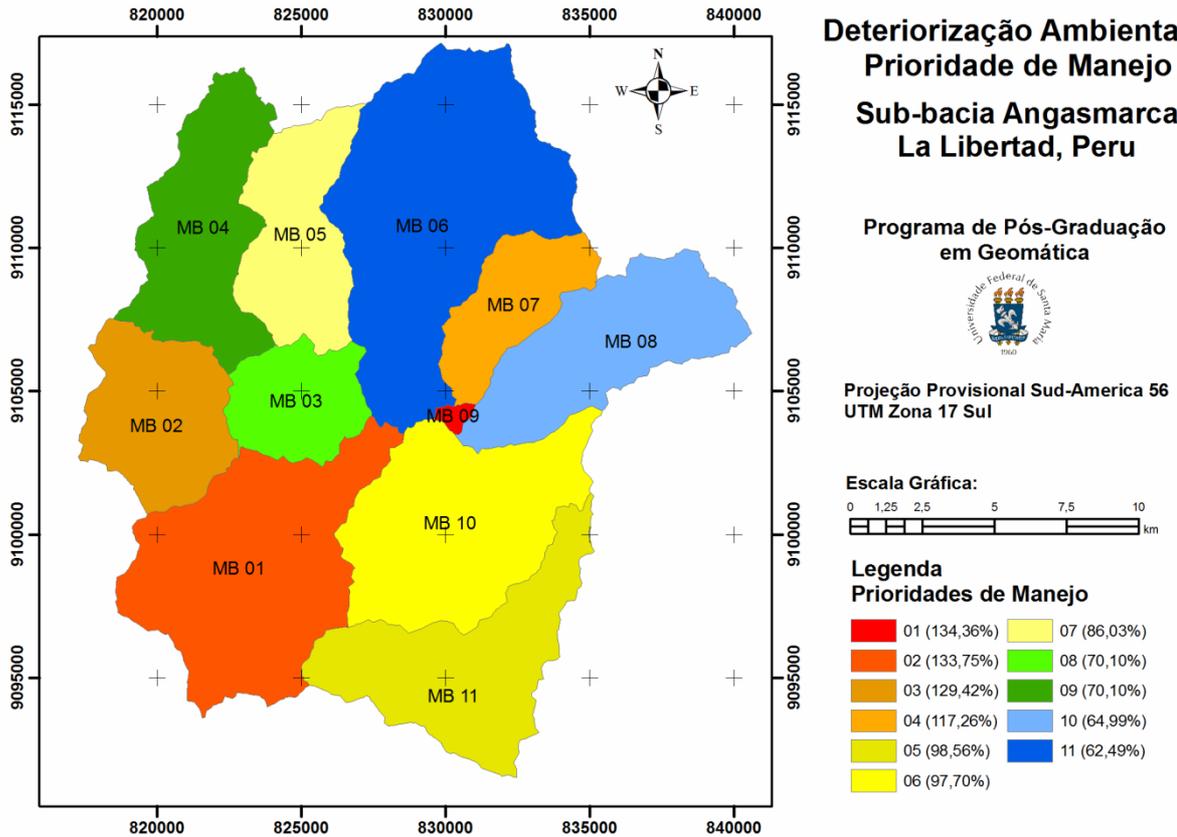


Figura 30 - Mapa de deterioração ambiental e prioridades de manejo por microbacias.

5.2.4 Áreas a florestar

De acordo com Rocha (2001), as microbacias da sub-bacia do rio Angasmarca tem declividades médias maiores 15%, por tanto o florestamento mínimo necessário das microbacias para protegê-las contra erosão e contra efeitos das secas será de 50%. O total das áreas a florestar é de 14.621,14ha, das quais, 31,81% (4.651,52 ha) estão localizadas em microbacias de classe de uso potencial A, 55,18% (8.067,80ha) em microbacias de classe B, 7,59% (1.110,16ha) em microbacias de classe C e 5,41% (791,65ha) em classe D, como se mostra na Tabela 25.

5.2.5 Disponibilidade e ou excesso em agricultura

A disponibilidade terras para agricultura é de 7.228,07ha das quais 40,73% (2.944,19ha) localizam-se em áreas de classe A, 58,01% (4.193,05ha) em classe B, 1,04% (74,95ha) em áreas de classe C e 0,22% (15,87ha) em áreas de classe D.

5.2.6 Áreas a serem trabalhadas para o manejo correto de cada microbacia

Do resultado de áreas a ser trabalhadas (24.905,90ha) para o manejo correto das microbacias que se mostram na Tabela 26, encontra-se que 42,77% (10.652,42ha) são terras de classe A, 49,23% (12.260,85 ha) são de classe B, 4,76% (1.185,10ha) são de classe C e 3,24% (807,53ha) são de classe D.

5.2.7 Área deteriorada por microbacia (grau de deterioração)

Da avaliação dos resultados para cada microbacia se obtém que a área total de deterioração é de 32.584,66ha das quais 23,66% (7.708,23ha) pertencem a microbacias de classe A, 62,85% (20.478,50ha) são de classe B, 6,65% (2.167,91ha) são de classe C e 6,84% (2.230,02ha) são de classe D.

5.2.8 Porcentagem de deterioração de cada microbacia.

A porcentagem da deterioração das microbacias encontra-se distribuídas em: 19,04% para 3 microbacias de classe A, 51,23% para 5 microbacias de classe B, 6,10% para uma microbacia de classe C e 23,63% para 2 microbacias de classe D.

5.2.9 Prioridades de manejo das microbacias

De acordo com os resultados da porcentagem de deterioração por microbacia mostrada na Tabela 26 a prioridade de manejo numero 1 têm a microbacia 9 de classe D por ter a maior porcentagem de deterioração, a segunda prioridade manejo têm a microbacia 1 de classe B, e assim como se mostra na tabela acima indicada, finalmente a última prioridade de manejo (11) corresponde a microbacia 6 de classe A, por ter a menor porcentagem de deterioração ambiental.

5.2.10 Diagnóstico físico-conservacionista-códigos e critérios de estratificação

Os resultados obtidos, produto do levantamento desses elementos de poluição Físico-Conservacionista mediante aplicação códigos e critérios de estratificação segunda estrutura metodológica e resultados apresentados na Tabela 26. A cada variável foram atribuídos limites mínimos (1- melhor situação ambiental) e máximos (10 - pior situação ambiental) foram encontrados valores significativos que variaram de 2 a 10. O fator físico-conservacionista total encontrado foi de 41 sobre um total máximo possível de 70 e um total mínimo possível de 7. Como se mostra finalmente na Tabela 27.

Tabela 26 - Quadros de indicadores ambientais (alternativas - valor ponderado) para o diagnóstico físico-conservacionista.

Alternativas (%)	Código 1 Conflitos de uso	Código 3 Áreas a florestar	Código 4 Disponibilidade em áreas de agricultura	Código 5 Excesso em áreas para agricultura	Código 6 Área a ser trabalhada para manejo correto da microbacia	Código 7 Deterioração da microbacia	Código 2 Cobertura Florestal		
							Alternativas (%)	declividade < 15%	declividade >15%
00 – 10%	1	1	1	1	1	1	0,00 - 05	10	10
11 – 20%	2	2	2 (19)	2 (19)	2	2	05,1 - 10	8	9 (9)
21 – 30%	3	3	3	3	3	3	10,1 - 15	6	8
31 – 40%	4	4	4	4	4	4	15,1 - 20	4	7
41 – 50%	5	5 (42)	5	5	5	5	20,1 - 25	2	6
51 – 60%	6 (56)	6	6	6	6	6	25,1 - 30	1	5
61 - 70%	7	7	7	7	7 (67)	7	30,1 - 35	1	4
71 - 80%	8	8	8	8	8	8	35,1 - 40	1	3
81 - 90%	9	9	9	9	9	9	40,1 - 45	1	2
91 - 100%	10	10	10	10	10	10 (97)	45,1 - 50	1	1
							>50	1	1

Tabela 27 - Valores significativos: encontrados, mínimos e máximos

CÓDIGOS	INDICADORES AMBIENTAIS	%	VALORES SIGNIFICATIVOS		
			Encontrado	Mínimo	Máximo
1	Conflitos	56	6	1	10
2	Cobertura florestal	9	9	1	10
3	Área a florestar	42	5	1	10
4	Disponibilidade em áreas para agricultura	19	2	1	10
5	Excesso em área para agricultura	19	2	1	10
6	Área a ser trabalhada para o manejo correto da microbacia	67	7	1	10
7	Deterioração da microbacia	97	10	1	10
Total do Fator Físico-Conservacionista (1 - 7)			41	7	70

5.2.11 Modelo matemática da deterioração ambiental

O modelo matemático para avaliar a deterioração ambiental físico-conservacionista foi determinado pelo cálculo dos parâmetros da equação da reta (equação 4.3) que define as deteriorações ambientais, trabalhando com os valores mínimo e máximo possíveis (Figura 31).

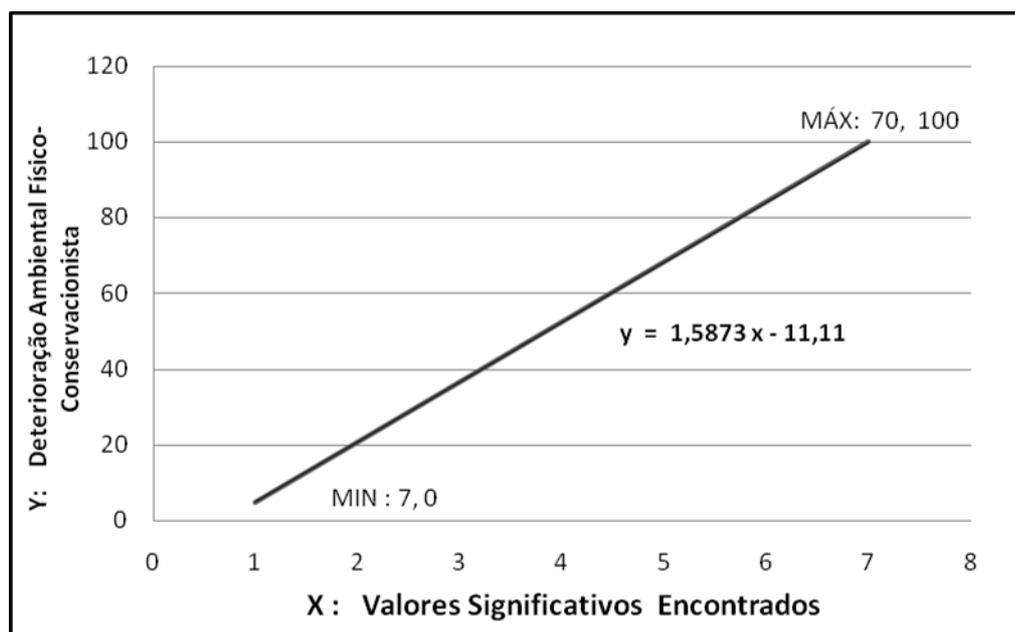


Figura 31 - Reta de Deterioração Ambiental Físico-Conservacionista.

A equação de reta (abaixo) encontrada neste trabalho possui um coeficiente angular de 1,58730 e um coeficiente linear de -11,11111.

$$Y = 1,58730X - 11,11111$$

A partir do valor encontrado para sub-bacia do rio Angasmarca (41) podemos afirmar que a deterioração ambiental é de 53,9682%.

5.3 Potencial de erosão da sub-bacia do rio Angasmarca

A partir da identificação qualitativa das áreas susceptíveis à erosão laminar na sub-bacia Angasmarca apoiada no modelo matemático da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) obteve-se os resultados descritos nos próximos itens.

5.3.1 Fator erosividade (Fator R)

Dos dados pluviométricos coletados das três estações (localizadas segundo a Tabela 28) de influência sobre a área de estudo, verificou-se que no período de 30 anos a precipitação média anual foi de 690,3mm, onde o maior valor médio mensal se dá no mês de março com 149,2mm e o menor valor no mês de julho com 3,3 mm (Tabela 29).

A precipitação tem má distribuição durante o ano, com maior concentração das chuvas, acima de 100 mm, entre outubro e abril, caracterizando um verão chuvoso (ver histograma na figura 32), onde ocorrem 92,2% do total das chuvas. Enquanto que, entre abril a setembro ocorrem 7,8% das chuvas, considerado período de estiagem prolongado.

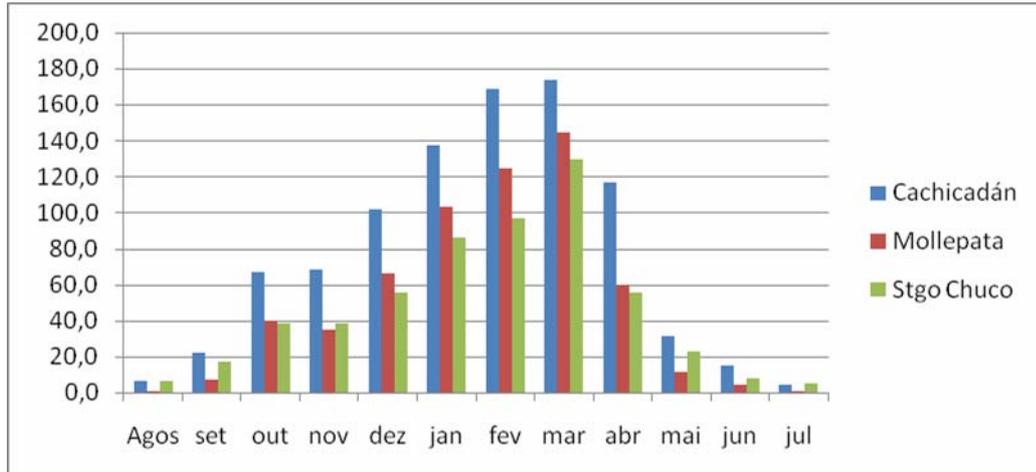


Figura 32 - Histograma de distribuição dos valores médios mensais das precipitações (mm) das estações pluviométricas da sub-bacia Angasmarca (1981-2010)

Observa-se que os dados pluviométricos das estações meteorológicas possuem altos valores do coeficiente de variação, sendo o maior deles encontrado para a estação Mollepata com 102% e o menor para Cachicadán com 82,5%. Estes altos índices são explicados por valores extremos das precipitações que vão desde 0,7mm (Mollepata) a 173,9 mm (Cachicadán), cuja média aritmética é influenciada justamente por valores tão extremos.

Observa-se na Tabela 30 e na Figura 33 que o valor erosividade na região próxima a estação pluviométrica de Santiago de Chuco é de $3.564,5 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$, na área de influência da estação de Mollepata é de $4.199,2 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ e para a região próxima à estação de Cachicadán o valor sobe para $5.324,8 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$. O índice máximo está abaixo dos índices obtidos no Brasil por Rufino et al (1993) que encontraram valores de erosividade de $8.319 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ para a região dos cerrados do Planalto Central de Brasília (DF) e $11.635 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ para a cidade de Cascavel (PR).

O fator “R” para os 30 anos foi de $4762,0 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (Tabela 31), onde 97,8% deste índice ocorreu no período de chuva e somente 2,2% no período de estiagem (Figura 33). Esses valores estão fora do intervalo encontrado para as condições brasileiras que variam de $5.000 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ a $12.000 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (COGO, 1988). O Período que coincide com o início do preparo dos solos e a semeadura das culturas anuais como batata, milho, ervilha e outros cereais como

aveia, trigo, cevada apresentam alta erosividade, devendo-se tomar medidas que procurem minimizar as perdas de solo, como a adoção de práticas conservacionistas e o cultivo mínimo ou plantio direto.

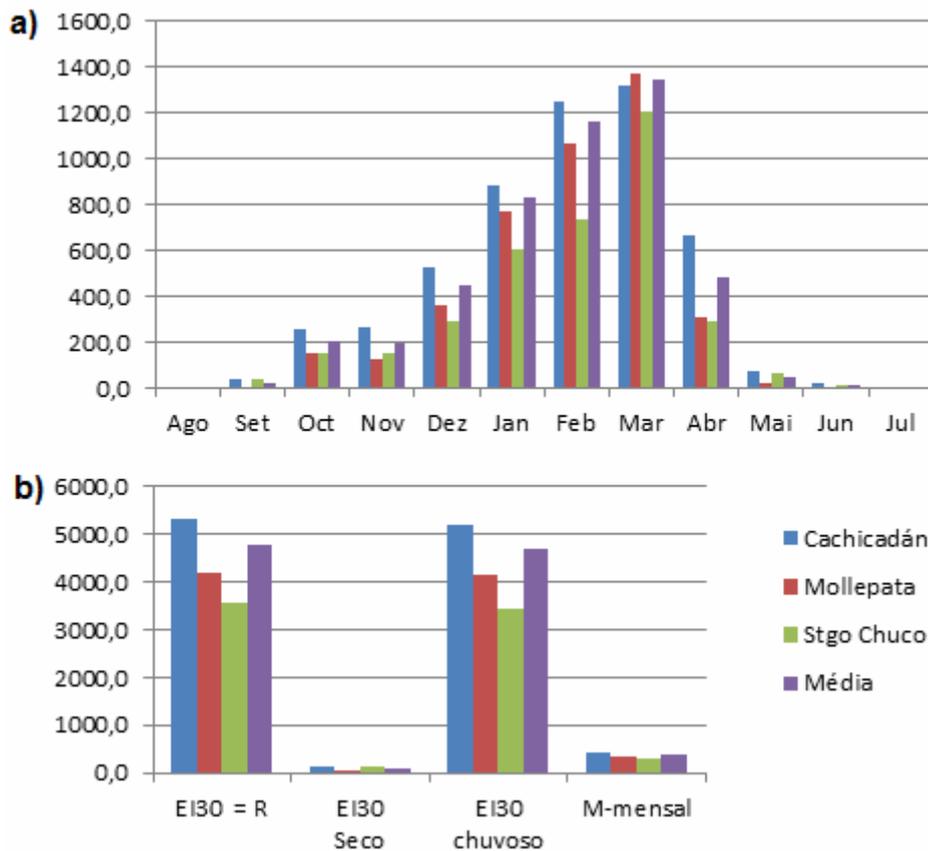


Figura 33 - Histograma de distribuição dos valores da erosividade para a sub-bacia de Angamarca no período de 1981 a 2010. a) valores médios mensais da erosividade das chuvas. b) valor EI30 = R, EI30 Seco: para período seco, EI30 chuvoso: para período chuvoso, M-mensal: Ei30 médio mensal.

Tabela 28 - Localização dos postos pluviométricos utilizados no estudo

Estação Pluviométrica	Latitude Sul	Longitude Oeste	UTM (m-E)	UTM (m-N)	Altitude (m)	Período (anos)
Cachicadán	8° 03' 14"	78° 06' 50"	152749.09	9103319.05	2892.00	1981 - 2010
Mollepata	8° 11' 30"	77° 58' 00"	172710.48	9094594.28	2758.00	1981 - 2010
Santiago de Chuco	8° 08' 30"	78° 10' 45"	152792.00	9103946.00	3113.00	1964 - 1983

Tabela 29 - Índice médio mensal e anual da precipitação referente ao período de 1981 a 2010 (período de 30 anos)

Estação	Média mensal	S	CV	Média anual	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul
Cachicadán	75.9	62.6	82.5	910.7	6.3	22.2	66.9	68.2	101.5	137.3	168.5	173.9	116.4	31.1	14.6	3.9
Mollepata	49.7	50.7	102.0	599.4	0.7	6.8	40.2	35.0	66.1	103.0	124.5	144.3	59.7	11.4	4.3	0.7
Santiago de C.	46.7	39.9	85.4	560.7	6.5	17.1	38.8	38.2	55.8	86.3	96.9	129.3	55.8	23.0	7.7	5.3
Média	62.8	56.6	92.3	755.1	3.5	14.5	53.5	51.6	83.8	120.1	146.5	159.1	88.1	21.2	9.4	2.3

CV = coeficiente de variação (%), S = Desvio padrão.

Tabela 30 - Índice de Erosividade R = EI30, referente ao período de 1981 a 2010 (30 anos).

$$EI_{30} = 67.355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0.85}$$

Estação Pluviométrica	EI30 = R	EI30 Seco	EI30 chuvoso	R médio mensal	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul
Cachicadan	5324.8	137.3	5187.6	443.7	4.8	40.0	260.8	269.0	529.1	885.0	1253.1	1322.3	668.1	70.8	19.6	2.1
Mollepata	4199.2	29.8	4169.4	349.9	0.2	7.6	156.2	123.7	364.7	774.6	1068.7	1374.6	306.9	18.4	3.5	0.2
Stgo de chuco	3564.5	125.7	3438.8	297.0	7.6	38.8	155.8	151.9	289.1	607.2	738.6	1206.6	289.6	64	10.1	5.2
Média	4762.0	83.5	4678.5	396.8	2.5	23.8	208.5	196.3	446.9	829.8	1160.9	1348.5	487.5	44.6	11.6	1.1

P = precipitação media anual (mm) , r = precipitação mensal (mm)

Os valores do período de retorno e da probabilidade de ocorrência de chuvas, determinados para o maior índice de erosividade anual observado (Tabela 29), foram de 31 anos e 3,2%, respectivamente (Tabela 31). Portanto, espera-se para este local, com uma probabilidade de 3,2%, um valor do índice anual de erosividade igual ou superior a $5.324,8 \text{MJ.ha}^{-1} \text{mm.h}^{-1}$ pelo menos uma vez a cada 31 anos.

Para o menor índice de erosividade anual observado (Tabela 30), o valor do período de retorno foi de 7 anos com 14,3% de probabilidade de ocorrência de chuvas (Tabela 31). Acredita-se, por essa razão, que ocorra, com uma probabilidade de 14,3%, um valor do índice anual de erosividade igual ou superior a $3564,5 \text{MJ.ha}^{-1} \text{mm.h}^{-1}$ pelo menos uma vez a cada 7 anos.

Tabela 31 - Erosividade média anual e mensal, probabilidade de ocorrência (Pr) e período de retorno(T), para a área de estudo no período de 1981 a 2010

Estação Pluviométrica	NO	MA (mm)	MM (mm)	T	Pr
Cachicadán	1	5.324,8	443,7	31,0	3,2
Mollepata	2	4.199,2	349,9	15,5	6,4
Santiago de Chuco	3	3.564,5	297,0	7,0	14,3

NO= Numero de ordem, MA=Media anual, MM= Média mensal, T= Tempo de retorno, Pr= probabilidade

5.3.2 Erodibilidade dos solos (fator K).

Os valores de erodibilidade foram encontrados utilizando-se as equações 3.19 e 3.20 de Wischmeier e Smith (1978), sobre a base dos dados do estudo de solos (Tabela 32). Observamos que estes resultados apresentaram-se iguais quando comparado aos da estimativa indireta através da leitura gráfica do nomograma dos mesmos autores.

Tabela 32 - Erodibilidade dos solos da sub-bacia Angasmarca - Fator K, segundo aplicação da fórmula e do nomograma de Wischmeier e Smith (1978).

SÍMBOLO	GRANDE GRUPO DE SOLOS (FAO)	Horizonte	Profundidade (cm)	ANÁLISE MECÂNICO				PARÂMETROS DO FATOR "K"				FATOR "K"
				Areia Grossa (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	OM (%)	M Adim.	Estrutura s	Permeabilidade p	
Pe Lae-c	Páramo Andossolo	A	0 - 30	31	21	34	14,0	7,93	4,730	1	2	0,00984
		(B)	30 - 50	41	27	24	8,0	0,83	4,692	1	2	0,03980
Lad - c	Kastanazem lúvico	A1	0 - 30	30	20	32	18,0	3,58	4,264	2	3	0,03202
		B2	30 - 70	24	16	32	28,0	0,12	3,456	3	4	0,04314
Lad - c	Kastanazem cálcico	A	0 - 30	31	21	28	20,0	1,52	3,920	2	3	0,03621
		B2	30 - 70	32	22	24	22,0	0,89	3,588	3	2	0,03569
		C	70 - 160	32	22	30	16,0	0,89	4,368	4	2	0,04870
Ld X-c	Xerossolo lúvico	A	0 - 15	22	14	42	22,0	4	4,368	2	4	0,03457
		B	15 - 65	24	16	32	28,0	0,89	3,240	3	4	0,03847
		B3	65 + 110	27	15	30	28,0	0,89	3,240	2	4	0,03419

Os valores adotados de erodibilidade se enquadram dentro da realidade encontrada nos Latossolos brasileiros, com os valores: mínimo de 0,0098, média de 0,03412 e máximo de 0,048 t.h.ha⁻¹MJ-mm⁻¹ (TOMAZONI & GUIMARÃES et al., 2005). Os solos com menos erodibilidade na área de estudo são os *Páramo Andosolos*, que são mais superficiais, sendo que, os solos *Kastanazem cálcicos* apresentam maior erodibilidade. Observou-se também que o grau de maturidade e profundidade aumenta a erodibilidade dos solos. A média dos valores de erodibilidade encontrados nos horizontes superficiais (horizontes A) dos solos *Kastanazem lúvicos* e *Kastanazem cálcicos* equivalem à média das erodibilidades do conjunto de solos analisados.

5.3.3 Comprimento de Rampa (Fator L)

O comprimento de rampas foi obtido da aplicação da equação 3.21 aos resultados estão apresentados na Tabela 33 e 34.

Os comprimentos de rampa até 0,3km correspondem a 3,13km², ou seja, 0,90% da área da sub-bacia localizando-se na microbacia 9 (Tabela 33). No entanto, os comprimentos de rampa situados entre 0,4 a 0,5km, estão presentes em 6 microbacias totalizando 251,84km², que representam 71,33% da área da sub-bacia. Os maiores comprimentos de rampa, entre 0,6 a 0,7km, cobrem 19,79km² e representam 5,60% da área total da sub-bacia.

A rampa média para a sub-bacia é de 0,433km. Este valor coincide com o maior número de microbacias (0,4 – 0,5km) e com a localização geográfica das mesmas, podendo haver uma influência geológica nestes valores já que estão localizadas na parte mais alta da região em uma formação Goyllaesquizga (Ki-g) e Chicama (Js-chic) conforme o mapa geológico (Figura 34).

Podemos inferir que embora a área da sub-bacia tenha um relevo acentuado, o fator L exerce influência importante no processo erosivo, pois o comprimento da encosta influencia na velocidade de escoamento superficial, favorecendo a erosão em intensidade e quantidade de material transportado (SILVA et al., 2003).

Tabela 33 - Comprimento de rampa (L), Declividades (S) e Fator topográfico (LS).

Número Microbacia	Área microbacia	Comprimento da rede de drenagem	Comprimento de Rampa	Declividade média	Fator topográfico
	A (km ²)	I (km)	L (m)	S (%)	LS (adim)
1	52,867	30,073	439,48	31,94	27,11
2	25,922	19,453	333,12	29,23	20,51
3	19,793	7,596	651,37	28,05	29,80
4	31,205	18,420	423,52	28,55	23,20
5	22,257	12,085	460,41	36,38	32,56
6	66,140	34,652	477,16	33,54	30,25
7	15,436	12,223	315,71	49,44	36,86
8	33,357	19,472	428,25	50,28	45,57
9	3,126	5,062	154,40	50,69	24,19
10	46,016	23,444	490,68	35,34	32,75
11	36,957	15,599	592,27	50,23	55,82
Total	353,075	198,085	-	-	-
Média	32,098	18,007	433,31	38,52	32,60

Tabela 34 – Análise de resultados do comprimento de rampa (fator L)

Nº	Comprimento de rampa (km)	Microbacias	Área (km ²)	Área (%)
1	0,10 – 0,30	9	3,13	0,90
2	0,30 – 0,40	2, 7	41,36	11,71
3	0,40 – 0,50	1, 4, 5, 6, 8,10	251,84	71,33
4	0,50 – 0,60	11	36,96	10,47
5	0,60 – 0,70	3	19,79	5,60

5.3.4 Declividade (Fator S)

A declividade média foi calculada com aplicação da equação 3.8 e os resultados podem ser observados na Tabela 33 (por microbacia) e 35 (classificadas).

Segundo os resultados encontrados observamos que os maiores valores de declividade, acima de 50%, ocorrem ao sul e sudeste da sub-bacia, onde predomina o relevo montanhoso o qual ocupa área de 73,44km² correspondendo a 20,80% da

área total, considerada como declividade muito íngreme segundo a Tabela 16 de classificação de declividades. As demais regiões são consideradas íngremes (25 a 50% de declividade) totalizando 279,64km² o que corresponde a 79,20% da área de sub-bacia.

Tabela 35 - Análise das declividades médias das microbacias

Nº	Declividades (%)	Microbacias	Área (km²)	Área (%)
1	25 - 30	2, 3, 4	76,92	21,78
2	30 - 40	1, 5, 6, 10	187,28	53,04
3	40 - 50	7	15,44	4,40
4	50 - 60	8, 9, 11	73,44	20,80

A magnitude dos comprimentos de rampa mostraram existir relação inversa com os valores de declive, isto é, quando se obteve os menores comprimentos de rampa normalmente a declividade foi de 40 a 60% (88,88km²) e com os maiores comprimentos de rampa a declividade foi de 25 a 30% (76,92km²).

5.3.5 Fator topográfico (Fator LS)

O produto LS da aplicação da equação 3.24 é apresentado na Tabela 33 e sua análise na Tabela 36. Observa-se que 80,08% da área da sub-bacia possui um valor de LS inferior a 40, devido à predominância de declives menores de 40% e comprimentos de rampa médios a baixos.

Tabela 36 - Análise do fator topográfico (LS)

Nº	Fator LS (Adim)	Microbacias	Área (km²)	Área (%)
1	25 - 30	1, 2, 3, 4, 9	132,91	37,64
2	30 - 40	5, 6, 7, 10	149,85	42,44
3	40 - 50	8	33,36	9,45
4	50 - 60	11	36,96	10,47

5.3.6 Fator uso e manejo de prática conservacionista (Fator CP)

Na sub-bacia de estudo predominam formas de uso que protegem pouco o solo, como agricultura e pastagens. Para a agricultura os valores de C podem variar de 0,18 a 0,36 e o valor de P pode ser de 0,7 em cultivos de sequeiro e 1,0 para cultivos irrigados, já as pastagens tem um valor de C variando entre 0,01 e 0,025 com P em 0,4 (Tabela 17). Estes valores foram utilizados para calcular CP (agricultura entre 0,1260 e 0,3600 e pastagens entre 0,004 e 0,01) e ponderados pelos valores obtidos na área de estudo.

Os valores ponderados de CP encontrados para agricultura variam entre 0,1260 e 0,2567 e para pastagens a variação aconteceu entre 0,004 e 0,01 (Tabela 37). Estas classes de CP, que expõe mais o solo à erosão, abrangem 85,27% da área da bacia de acordo com a classificação de uso e ocupação do solo no ano 2006.

Observa-se, no entanto, que as áreas de solo exposto vão aumentando com redução de áreas de pastagem e floresta nativa, pela ocupação desta pela mineração, que está crescendo na região nestes últimos 20 anos, demonstrando-se assim que devemos tratar o problema com seriedade no que se refere aos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas.

A estimação da variável antrópica (Fator CP) foi obtida pelo produto dos fatores adimensionais C e P apresentado na Tabela 16 e o valor médio ponderado dos valores de CP para classes de uso e ocupação de agricultura e pastagem para cada uma das microbacias, mediante a aplicação da equação 3.27, como exemplo abaixo (Tabela 37).

$$CP_{Médio(Agricul)} = \frac{\Sigma((0,203 \times 11,09) + (0,360 \times 6,14) + (0,203 \times 32,11))}{49,34}$$

$$CP_{Médio(Agricul)} = 0,2225$$

Tabela 37 - Valores médios ponderados de CP para as classes de uso e ocupação de agricultura e pastagem em cada uma das microbacias da sub-bacia do rio Angasmarca.

MBH	Floresta	Pastagem-1	Pastagem-2	Agricultura- 1	Agricultura- 2	Agricultura- 3	Solo exposto	Água
1	0,0012	0,0100	0,0040	0,2225	0,1327	0,0133	1,0000	0,0000
2	0,0012	0,0100	0,0040	0,2567	0,1445	0,0144	1,0000	0,0000
3	0,0012	0,0100	0,0040	0,2456	0,1407	0,0141	1,0000	0,0000
4	0,0012	0,0100	0,0040	0,2456	0,1407	0,0141	1,0000	0,0000
5	0,0012	0,0100	0,0040	0,2391	0,1384	0,0138	1,0000	0,0000
6	0,0012	0,0100	0,0040	0,2386	0,1382	0,0138	1,0000	0,0000
7	0,0012	0,0100	0,0040	0,2030	0,1260	0,0126	1,0000	0,0000
8	0,0012	0,0100	0,0040	0,2100	0,1284	0,0128	1,0000	0,0000
9	0,0012	0,0100	0,0040	0,2030	0,1260	0,0126	1,0000	0,0000
10	0,0012	0,0100	0,0040	0,2246	0,1334	0,0133	1,0000	0,0000
11	0,0012	0,0100	0,0040	0,2193	0,1316	0,0132	1,0000	0,0000
Média	0,0012	0,0100	0,0040	0,2280	0,1346	0,0135	1,0000	0,0000

5.3.7 Perda de solo

5.3.7.1 Potencial natural de erosão (PNE)

Observou-se que as áreas mais sujeitas à erosão na sub-bacia englobam 82,94%, das quais o 19,92% tem um potencial erosão extremadamente alto, enquanto as menos susceptíveis representam apenas 17,06%. De forma geral, a sub-bacia pode apresentar sérios problemas com relação à erosão, devido a seu potencial natural de erosão encontrar-se entre a faixa de moderada a extremamente alta, na sua grande maioria, isso sem considerarmos a possível ação antrópica e a falta de práticas conservacionistas de manejo dos solos. Os resultados estão apresentados na Tabela 38.

Tabela 38 - Potencial de erosão natural da microbacias do rio Angasmarca

MBH	R	K	LS	PNE
	$\frac{Mf. mm}{ha. h}$	$\frac{t. ha. h}{ha. Mf. mm}$	Adim.	$\frac{t.}{ha. ano}$
1	4.762	0,03412	27,11	4404,82
2	4.762	0,03412	20,51	3332,45
3	4.762	0,03412	29,8	4841,89
4	4.762	0,03412	23,2	3769,52
5	4.762	0,03412	32,56	5290,33
6	4.762	0,03412	30,25	4915,00
7	4.762	0,03412	36,86	5988,99
8	4.762	0,03412	45,57	7404,19
9	4.762	0,03412	24,19	3930,38
10	4.762	0,03412	32,75	5321,20
11	4.762	0,03412	55,82	9069,60
TOTAL	4.762	0,03412	35,8	5816,76

Os maiores valores de potencial natural de erosão ocorrem nas regiões com maior declive, com o relevo mais acentuado, ficando evidentes as inter-relações do potencial natural de erosão com o relevo e solo, ressaltando a importância do conhecimento da erodibilidade (K) e do fator topográfico (LS).

Os potenciais altos de erosão associam-se aos *Kastanazem cálcicos e lúvicos* e aos relevos mais acentuados, enquanto que os potenciais de erosão ligeiramente baixos estão associados aos *Xerossolos* com declives moderados e convexos. Na região de maior altitude predominam os *Páramo-Andosolos*.

Em grandes áreas, altos valores de PNE ocorrem associados a cabeceiras de drenagem mais ramificada, a cristas de divisores mais proeminentes e vales mais entalhados.

5.3.7.2 Perda de solo por unidade de área (A) ($t.ha^{-1} ano^{-1}$)

Analisando as Tabelas 39, 40 e 41 e Figura 34, observa-se que a distribuição espacial da susceptibilidade à erosão está associada à geomorfologia e ao relevo da região.

Tabela 39 - Classes do potencial natural de erosão para a sub-bacia do rio Angasmarca, adaptado de Bertoni & Lombardi Neto (1999); Scopel (1988) e Nascimento (1998).

Classes do potencial de perdas de solo	PNE= $R \cdot K \cdot LS$ ($t.ha^{-1}.ano^{-1}$)	MBH	Área (km^2)	Área Total (%)
Moderada	3.000,0 - 4.000	2, 4, 9	60,253	17,06
Medio	4.000,1 - 5.000	1, 3, 6	138,800	39,31
Alto	5.000,1 - 6.000	7, 10	83,709	23,71
Muito alto	6.000,1 - 7.000	---	---	---
Extremamente Alto	7.000,1 - 8.000	8	33,357	9,45
Extremamente muito Alto	> 8.000,1	11	36,957	10,47
TOTAL	-----	----	353, 075	100,00

Nas piores situações como o caso A1 (considerando o maior valor de CP para agricultura e solo exposto), a perda é de $72.052,47t.ha^{-1}ano^{-1}$ com uma média de $6.550,22t.ha^{-1}ano^{-1}$, exageradamente altos. Já o caso A3 (considerando os melhores valores de CP para agricultura, pastagem e áreas de solo exposto), a perda de solo

é de $59.249,98\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ com uma média de $5.386,36\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, também exageradamente altos.

A análise do resultado abaixo será realizado para as melhores condições climáticas e do fator CP A3* (Tabela 40), ou seja, sem ter em conta as áreas de solo exposto. O valor calculado para A3* não considerou o solo exposto como fator antrópico de erosão porque a imagem utilizada para a classificação do uso e ocupação do solo foi obtida no mês de agosto, onde pode-se notar a existência de áreas consideráveis de solo exposto. Nesta época do ano, as áreas estão ocupadas por terras em pousio de inverno, escassa vegetação natural devido à ausência de chuvas, além das áreas já expostas pela mineração. A maior parte dos cultivos agrícolas desta época do ano são irrigados.

As microbacias com estimativas superiores a $97,82\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, estão localizadas nas áreas de maior declive, nos divisores das microbacias hidrográficas, encostas e cume de morros, totalizando $88,88\text{km}^2$. Entretanto, as microbacias onde ocorrem menores perdas de solos, até a média de $77,47\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ ($76,92\text{km}^2$), estão localizadas em terrenos com declives mais planos.

As perdas médias de solo na sub-bacia são de $97,82\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, valor este caracterizado como perda de solo média forte de acordo com a análise a classificação proposta por SILVA ET al. (2003), que é a seguinte (em $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$): (1) <10 - nula a pequena; (2) 10 a 15 - moderada; (3) 15 a 50 - média; (4) 50 a 120 - média forte; (5) 120 a 200 - forte.

Por sua vez, as perdas superiores a $97,82\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ ocorrerem em locais onde houve combinação entre um relevo acidentado com solos altamente erodíveis (19,92%). Verifica-se que a distribuição espacial de susceptibilidade à erosão está associada ao relevo da região. A susceptibilidades nas microbacias acima de $97,82\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ se localizaram justamente nas regiões com declive mais acentuado, pois a elevação dos declives favorece a susceptibilidade à erosão (BAPTISTA, 2003; FARINASSO, 2005).

Os valores médios obtidos, levando em consideração o solo exposto, são muito altos ($1.075,99\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) se comparados com as condições brasileiras nota-se também que as perdas de todos os solos estão muito mais por cima das tolerâncias obtidas segundo Oliveira (2004).

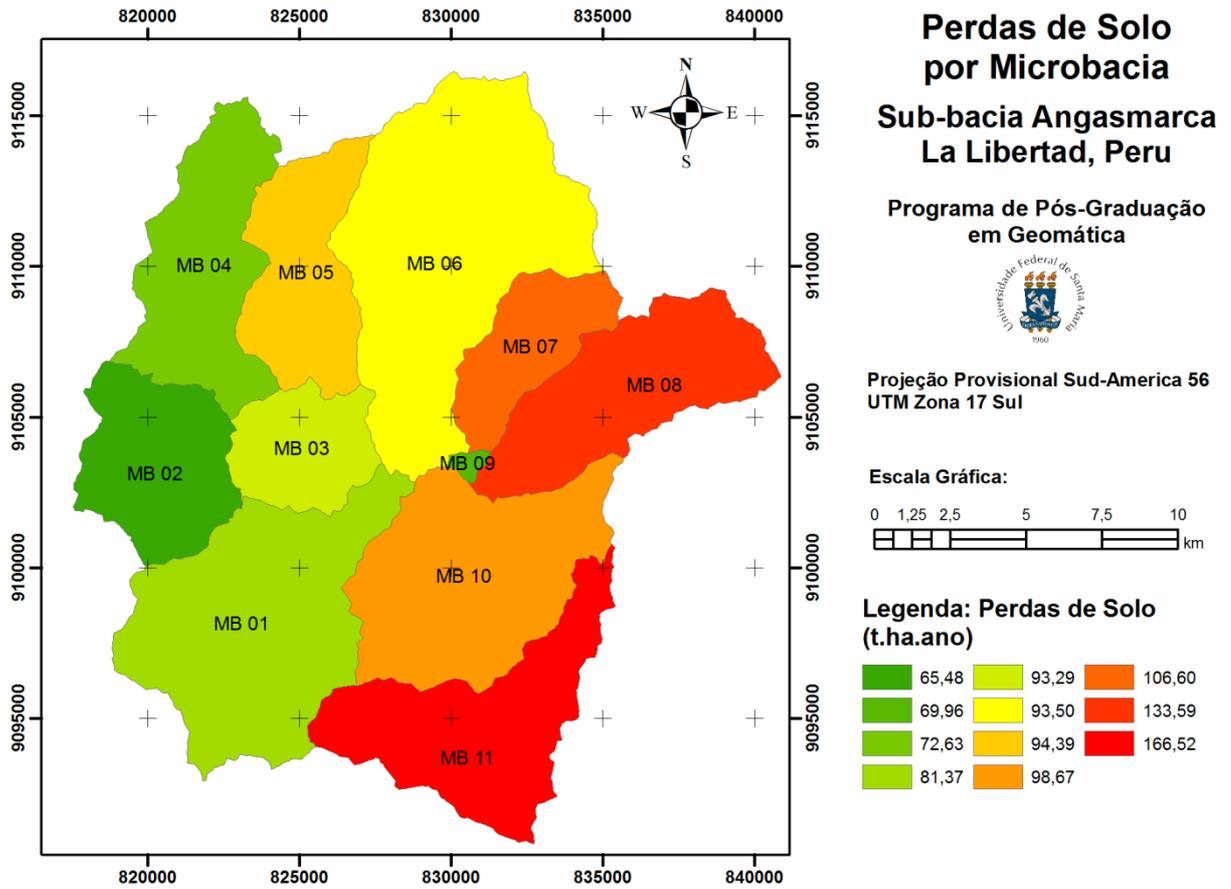


Figura 34 – Mapa de perdas de solo por microbacia.

Tabela 40 - Perdas de solo em microbacias na sub-bacia do rio Angasmarca

MBH	A1(t.ha.ano)	A3(t.ha.ano)	A3*(t.ha.ano)
1	5.434,22	4.486,18	81,37
2	4.225,22	3.397,93	65,48
3	6.085,28	4.935,18	93,29
4	4.733,01	3.842,15	72,63
5	6.614,50	5.290,33	94,39
6	6.142,77	5.008,50	93,50
7	7.271,83	6.095,60	106,60
8	9.041,99	7.537,78	133,59
9	4.767,55	4.000,34	69,96
10	6.575,94	5.419,87	98,67
11	11.160,15	9.236,13	166,52
Média	6.550,22	5.386,36	97,82
Total	72.052,47	59.249,98	1.075,99

Tabela 41 - Perdas de solo por erosão laminar microbacias- aplicação da EUPS: $A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP$

MBH	Leitura	R	K	LS	CP1	CP2	CP3	CLASSE	A1	A2	A3
		$(Mj \cdot mm)(ha \cdot h)^{-1}$	$(t \cdot ha \cdot h)(ha \cdot Mj \cdot mm)^{-1}$	(adim.)	(adim.)	(adim.)	(adim.)	Uso e ocup.	$(t \cdot ha^{-1}/ano)$	$(t \cdot ha^{-1}/ano)$	$(t \cdot ha^{-1}/ano)$
1	1ª	4.762,0	0,03412	27,11	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	5,29	5,29	5,29
	2ª	4.762,0	0,03412	27,11	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	44,05	44,05	17,62
	3ª	4.762,0	0,03412	27,11	0,2225	0,1327	0,0133	Agricultura	980,07	584,60	58,46
	4ª	4.762,0	0,03412	27,11	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	4.404,82	4.404,82	4.404,82
2	1ª	4.762,0	0,03412	20,51	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	4,00	4,00	4,00
	2ª	4.762,0	0,03412	20,51	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	33,32	33,32	13,33
	3ª	4.762,0	0,03412	20,51	0,2567	0,1445	0,0144	Agricultura	855,44	481,47	48,15
	4ª	4.762,0	0,03412	20,51	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	3.332,45	3.332,45	3.332,45
3	1ª	4.762,0	0,03412	29,80	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	5,81	5,81	5,81
	2ª	4.762,0	0,03412	29,80	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	48,42	48,42	19,37
	3ª	4.762,0	0,03412	29,80	0,2456	0,1407	0,0141	Agricultura	1.189,17	681,10	68,11
	4ª	4.762,0	0,03412	29,80	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	4.841,89	4.841,89	4.841,89
4	1ª	4.762,0	0,03412	23,20	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	4,52	4,52	4,52
	2ª	4.762,0	0,03412	23,20	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	37,70	37,70	15,08
	3ª	4.762,0	0,03412	23,20	0,2456	0,1407	0,0141	Agricultura	925,79	530,25	53,03
	4ª	4.762,0	0,03412	23,20	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	3.769,52	3.769,52	3.769,52
5	1ª	4.762,0	0,03412	32,56	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	6,35	6,35	6,35
	2ª	4.762,0	0,03412	32,56	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	52,90	52,90	21,16
	3ª	4.762,0	0,03412	32,56	0,2391	0,1384	0,0138	Agricultura	1.264,92	732,26	73,23
	4ª	4.762,0	0,03412	32,56	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	5.290,33	5.290,33	5.290,33
6	1ª	4.762,0	0,03412	30,25	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	5,90	5,90	5,90
	2ª	4.762,0	0,03412	30,25	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	49,15	49,15	19,66
	3ª	4.762,0	0,03412	30,25	0,2386	0,1382	0,0138	Agricultura	1.172,72	679,42	67,94
	4ª	4.762,0	0,03412	30,25	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	4.915,00	4.915,00	4.915,00
7	1ª	4.762,0	0,03412	36,86	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	7,19	7,19	7,19
	2ª	4.762,0	0,03412	36,86	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	59,89	59,89	23,96
	3ª	4.762,0	0,03412	36,86	0,2030	0,1260	0,0126	Agricultura	1215,77	754,61	75,46
	4ª	4.762,0	0,03412	36,86	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	5.988,99	5.988,99	5.988,99

Continuação...

Tabela 41 - Perdas de solo por erosão laminar microbacias- aplicação da EUPS: $A = R \cdot K \cdot LS \cdot CP$

MBH	Leitura	R	K	LS	CP1	CP2	CP3	CLASSE	A1	A2	A3
		$(Mj.mm)(ha.h)^{-1}$	$(t.ha.h)(ha.Mj.mm)^{-1}$	(adim.)	(adim.)	(adim.)	(adim.)	Uso e ocup.	$(t.ha^{-1}/ano)$	$(t.ha^{-1}/ano)$	$(t.ha^{-1}/ano)$
8	1ª	4.762,0	0,03412	45,57	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	8,89	8,89	8,89
	2ª	4.762,0	0,03412	45,57	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	74,04	74,04	29,62
	3ª	4.762,0	0,03412	45,57	0,2100	0,1284	0,0128	Agricultura	1.554,88	950,87	95,09
	4ª	4.762,0	0,03412	45,57	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	7.404,19	7.404,19	7.404,19
9	1ª	4.762,0	0,03412	24,19	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	4,72	4,72	4,72
	2ª	4.762,0	0,03412	24,19	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	39,30	39,30	15,72
	3ª	4.762,0	0,03412	24,19	0,2030	0,1260	0,0126	Agricultura	797,87	495,23	49,52
	4ª	4.762,0	0,03412	24,19	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	3.930,38	3.930,38	3.930,38
10	1ª	4.762,0	0,03412	32,75	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	6,39	6,39	6,39
	2ª	4.762,0	0,03412	32,75	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	53,21	53,21	21,28
	3ª	4.762,0	0,03412	32,75	0,2246	0,1334	0,0133	Agricultura	1.195,14	709,99	71,00
	4ª	4.762,0	0,03412	32,75	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	5.321,20	5.321,20	5.321,20
11	1ª	4.762,0	0,03412	55,82	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	10,88	10,88	10,88
	2ª	4.762,0	0,03412	55,82	0,0100	0,0100	0,004	Pastagem	90,70	90,70	36,28
	3ª	4.762,0	0,03412	55,82	0,2193	0,1316	0,0132	Agricultura	1.988,96	1.193,63	119,36
	4ª	4.762,0	0,03412	55,82	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	9.069,60	9.069,60	9.069,60
TOTAL	1ª	4.762,0	0,03412	35,80	0,0012	0,0012	0,0012	Floresta	6,98	6,98	6,98
	2ª	4.762,0	0,03412	35,80	0,0100	0,0100	0,0040	Pastagem	58,17	58,17	23,27
	3ª	4.762,0	0,03412	35,80	0,228	0,1371	0,0135	Agricultura	1.326,22	797,27	78,30
	4ª	4.762,0	0,03412	35,80	1,0000	1,0000	1,0000	Solo exposto	5.816,76	5.816,76	5.816,76

Nota: As unidades são para: $R = [(Mj.mm)(ha.h)^{-1}]$; $K = [(t.ha.h)(ha.Mj.mm)^{-1}]$ e $A = [t.ha^{-1}/ano]$. A1, A2 e A3 são resultados alternativos para três valores diferentes de CP, para agricultura e duas para o pastagem, ou seja a aplicação dos valores CP1, CP2 e CP3 da Tabela 5.19.

[

A Tabela 42 analisa a relação existente entre a tolerância a perdas de solos por erosão e a perda efetiva encontrada no trabalho.

Os tipos de solo com menores tolerâncias a perdas por erosão são o Xerosolo lúvico e Páramo Andossolo com $10,87\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $13,60\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente, no entanto apresentaram perdas efetivas de solo na ordem de 50,68 e $58,35\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

No caso dos solos Kastanazem lúvico e cálcico a tolerância média no horizonte A de $23,21\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para perdas médias efetivas de $50,02\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Tabela 42 - Valores de tolerância a perdas de solos, para a sub-bacia do rio Angasmarca segundo metodologia de Oliveira (2004).

SOLOS	Horizonte	Tolerância ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	Perda de solos ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)
Páramo Andossolo	A	27,60	14,42
	(B)	13,60	58,35
Kastanazem lúvico	A1	23,46	46,94
	B2	21,42	63,25
Kastanazem cálcico	A	22,95	53,09
	B2	30,60	52,33
Xerosolo lúvico	A	10,87	50,68
	B	24,10	56,40

5.4 Ações mitigadoras propostas para as áreas de conflitos e de erosão hídrica

Recomendações para áreas que apresentam riscos ou limitações significativas quando usadas para culturas anuais e pastagens (conflito classe 1) e terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagem, florestamento ou preservação ambiental (conflito classe 2):

1. Prioridades de projetos em microbacias prioritárias.
2. Plantio em nível: visando a prevenção e ou diminuição da erosão laminar; resultando em maior absorção de água pelo solo; reduzindo a perda de terra, água e fertilizantes, além de otimizar as operações com máquinas agrícolas.

3. Adoção de sistema de preparo do solo que não promovam a pulverização excessiva do solo (cultivo mínimo, uso de escarificadores, plantio direto, etc.) de forma a deixar todo o material residual na superfície ou parcialmente incorporado ao solo.

4. Manutenção e ou melhoramento das condições físicas do solo: mediante adoção de rotação de culturas, incrementando-se a produtividade aliada à conservação dos solos.

5. Faixas de vegetação permanente: promove uma cobertura vegetativa que previne a erosão hídrica; provê forragem e semente, além de comida e proteção para a fauna silvestre.

6. Adubações química e orgânica: em função do solo e da cultura.

7. Terraços em nível ou gradiente: em função dos solos é extremamente necessário nos solos declivosos, visto que reduz o comprimento de rampa, prevenindo a concentração de água, e transportando lentamente seu excesso.

8. Manutenção anual dos terraços existentes.

9. Distribuição de animais, por unidade de área, observando-se sua capacidade de suporte da pastagem (lotação).

10. Pastoreio rotacional.

11. Utilização e trato das pastagens de acordo com o tipo de exploração pecuária.

12. Evitar ao máximo a exposição dos solos - cobertura verde.

13. Uso da água *versus* práticas conservacionistas.

14. Educação ambiental.

Recomendações para terras impróprias para cultivos intensivos e pastagens, mas ainda adaptadas para reflorestamento ou preservação ambiental (conflito classe 3):

1. Interdição ao gado e de quaisquer outras atividades agropecuárias em escala comercial.

2. Facilitar e monitorar a regeneração natural da vegetação.

3. Enriquecimento da floresta: os florestamentos deverão ser heterogêneos e conter, no mínimo, 50% de espécies nativas. As mudas devem ser produzidas em viveiro florestal, para implantação posterior.

4. Proibição de qualquer tipo de mineração e locação de estradas.

5. Proteção contra o fogo: consiste em se estabelecer bordaduras do campo cultivado, sendo que estradas ou carreadores apresentam funcionalidade neste tratamento.

6. Práticas de manejo em silvicultura - poda e desbaste: O padrão produtivo e qualitativo de um talhão florestal depende, dentre outros fatores, da condução deste tratamento.

6. CONCLUSÕES

Foi possível realizar o diagnóstico ambiental na sub-bacia do rio Angasmarca com a utilização das técnicas de Geoprocessamento a partir da espacialização das informações e realização das análises ambientais.

A caracterização morfométrica da sub-bacia (e de suas microbacias) do rio Angasmarca através da análise dos índices correlacionados com a sua geometria, indica que possuem forma um pouco alongadas, não sujeitas a enchentes e que favorecem ao escoamento superficial. A densidade de drenagem indica uma baixa capacidade de drenagem, a densidade hidrográfica é de menos de 1 canal por km² (considerada baixa) e as declividades médias altas indicam que a área de estudo está potencialmente sujeita a fenômenos erosivos, principalmente sob condições de solo exposto ou de escassa cobertura vegetal permanente.

Na análise dos conflitos de uso do solo, da avaliação físico-conservacionista, as microbacias 9, 1 e 2 encontram-se com o maior grau de deterioração ambiental com 134,36%; 133,75% e 129,42%, respectivamente.

As áreas com maior susceptibilidade a perdas potenciais de solos por erosão laminar da aplicação do modelo matemático da EUPS, são as microbacias 11, 8 e 7 com 166,52; 133,59 e 106,60 t.ha⁻¹ano⁻¹ respectivamente.

Era de se esperar que as duas análises realizadas produzissem os mesmos resultados em termos de quais microbacias estariam mais “deterioradas”, o que não ocorreu. Isso se deve ao fato da região de estudo ter altos graus de declividades médias e, portanto a análise físico-conservacionista, que considera apenas o fator declividades e uso e ocupação do solo para realização da análise, sobre-estime a deterioração em áreas diferentes daquelas obtidas pela análise das perdas de solos por erosão laminar que consideram todos os fatores da EUPS.

As modelagens matemáticas realizadas no Sistema de Informação Geográfica possibilitaram a integração de dados das estimativas do potencial de erosão laminar e da avaliação ambiental Físico-Conservacionista, permitindo espacializar as áreas de risco potencial tanto de conflitos de uso do solo, erosão e deterioração ambiental.

A proposta de ações mitigadoras para áreas que apresentam riscos ou limitações significativas de uso do solo são apresentadas na forma de recomendações técnicas para que os impactos ambientais decorrentes de uso indiscriminado dessas terras tenham sua magnitude reduzida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Cabral, J. B. P. et al. **“Estudo da erosividade e espacialização dos dados com técnicas de geoprocessamento na carta topográfica de Morrinhos-Goiás / Brasil para o período de 1971 a 2000”**, GeoFocus (Artículos), nº 5, p. 1-18. ISSN: 1578-5157, 2005.

ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. **Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos**. Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 117-127, 2003.

ALVES, M. **Estimativa da perda de solo por erosão laminar na bacia do rio São Bartolomeu DF, usando técnicas de geoprocessamento**: Relatório técnico apresentado ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos/SP. 33p. 2000.

ANTONELI, V; THOMAZ, E.L. **Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR**. Rev. Caminhos da Geografa, Uberlândia, v.8, n.21, p46-58, jun. 2007.

BAPTISTA ,G. M. M, **Diagnostico ambiental da perda laminar de solos, no Distrito Federal, por meio do geoprocessamento**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília.112 f. 1997.

BAPTISTA, G. M. M, **Diagnóstico Ambiental de Erosão Laminar: modelo geotecnológico e aplicação**. Brasilia: Universa, 140 p. 2003.

BARACUHY, J. G. V.; KURTZ, S. M. J. M.; KURTZ, F. C.; DUARTE, S. M. A.; LIMA, V. L. A.; ROCHA, J. S. M.; DANTAS NETO, J. **Deterioração físico-conservacionista da microbacia hidrográfica do riacho Paus Brancos**, Campina Grande, PB. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 7, n. 1, p. 159-164, 2003.

BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) Matas ciliares: conservação e recuperação. 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo** – São Paulo: Icone,– 7ª edição. 355p. Icone, 2010.

BRANDÃO, D. **Risco de degradação dos recursos hídricos na bacia do ribeirão Pinhal–Limeira (SP): uma proposta metodológica**. 2001. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas,Campinas, 2001.

BURROUGH, P. A. **Dynamic modelling and geocomputation** In: Geocomputation a Primer. Eds. Longley et. Al. John Wiley & Sons, NY, 1998

BURROUGH, P. A. AND MCDONNELL, R.A. **Principles of Geographical Information Systems**. London: Oxford. (#1: Digital Elevation Models: 121-132, #2: Interpolation 98-120 and 132-161). 1998.

CABEDA, M. S. V. **Computation of storm EI value**. West Lafayette: Purdue University, 6p. 1976.

CARDOSO, C. A. et al. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan**, Nova Friburgo-RJ. *Árvore*, Viçosa, v.30, n.2, p.241-248, 2006.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**: relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF/FAO, 35 p. 1994.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométricas das bacias hidrográficas**. Notícias Geomorfológicas, Campinas, v. 9. n. 18, p. 19-34,1969.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2.ed. São Paulo: Edgard Blucher, 190 p. 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 236 p. 1999.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard COLLINS, S.H., MOON, G.C. **Algorithms for dense digital terrain models. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing** 47, 71–76, 1981.

COSTA, A. L. C. **Estudo da vulnerabilidade à erosão com a aplicação da equação universal de perda de solo na alta Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré Pepitam utilizando SIG/SPRING**. 168 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

DJOKIC, D., Z. YE, AND A. MILLER. **Efficient Watershed Delineation Using ArcView and Spatial Analyst**, Proc. 17th Annual Esri User Conference, San Diego, CA. 1997.

DA SILVA. JORGE XAVIER **Geomática-Modelos e Aplicações Ambientais**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia. 2007.

DILL, P. R. J. **Assoreamento do reservatório do Vacacaí-Mirim e sua relação com a deterioração da bacia hidrográfica contribuinte**. UFSM. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, 2002.

DO VALLE J. R. F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**, 233 f, Tese (Doutor em Agronomia - Produção Vegetal). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal,– São Paulo, 2008.

EASH, D. A. A. **Geographic information system procedure to quantify drainage-basin characteristic**. Water Resources Bulletin, v. 30 p. 1-8, 1994.

EROSÃO URBANA. In: TUCCI, C.E.M. PORTO, R.L.; BARROS, M. T. **Drenagem urbana**. Porto Alegre: ABRH, UFRGS, p. 349-387. 1995.

ESRI. **Watershed Delineator Application** - User's Manual, Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, 1997

FARINASSO, M. **Avaliação qualitativa do potencial erosivo em grandes áreas por meio da EUPS-Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias de sig para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba-PI - MA**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Ciências Humanas, Universidade de Brasília, Brasília, 105 f. 2005.

FELGUEIRAS, C. A. **Desenvolvimento de um sistema de modelagem digital de terreno para microcomputadores**. São José dos Campos: INPE, Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 243 f. 1987.

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

GALERANI, C.; RAMOS, C. L.; CHAVES, E.; GENZ, F.; BIDONE, F.; **Controle da GALETI, P. A. Conservação do solo: reflorestamento e clima**. Campinas, Instituto Campineiro de ensino agrícola, 257p. 1982.

GARBOSSA, R. A. **O controle litoestrutural na organização espacial da bacia do rio tagaçaba (Paraná): uma análise morfométrica da rede de drenagem**. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 136 f, 2003.

GUERRA, A. J. T.; DA CUNHA, S. B. (org.); **Geomorfologia uma Atualização de Bases e Conceitos**, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 93 199, 1994.

GOODCHILD, M. F. Geographical information science. **International Journal of Geographical information Systems**, London, v. 6, p. 31- 45, 1992.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Degradação ambiental**. In: CUNHA, S. B. **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 337-379, 1996.

HORTON, R. **Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology**. New York: Geological Society of American Bulletin, New York, v.56,n. 3,p. 275-370, 1945.

IOST T, V. L.; TEIXEIRA D.; COSTA D. J. L.; FULLER, B. B. **O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local**. Ver. UNIARA, n.20, Pag. 147-157. 2007.

LEITÃO FILHO; R. R. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, p. 33-43. 2000.

LIMA, S. T.; SOUZA, J. B. **Geoprocessamento e análise ambiental: susceptibilidade a movimento de massas**. Belo Horizonte- MG, 19 p. 2008. <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhoscompletos/eixo1/086.pdf>

LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. IPEF. 2012. <http://www.ipef.br/hidrologia/mataciliar.asp>. Acesso em 15/02/2012.

LOMBARDI NETO, F. & MOLDENHAUER, W. C. **Erosividade da chuva; sua distribuição e relação com perdas de solo em campinas, SP**. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3, Recife, 1980.

LONGLEY, P. A.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J.; RHIND, D. W. **Geographical information Systems and science**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 454 p. 2001.

MACEDO, R. K. de. **A importância da avaliação ambiental**. In: **TAUK, S. M. Análise ambiental: uma visão multidisciplinar**. São Paulo /FAPESP/SRT/ FUNDUNESP, 169 p. 1991.

MAIDMENT, D.R. **GIS and Hydrologic Modeling, in Environmental Modeling with GIS**, ed. by M.F. Goodchild, B. O. Parks, and L.T. Steyaert, Oxford University Press, New York, pp. 147-167. 1993.

MARBLE, D. F.; PEUQUET, D. J. **Geographics information system and remotesensing: manual of remote sensing**. 2. ed. Falls Church: American Society of Photogrametry, p. 923-958. 1983.

MEIRELLES, M. S. P.; CAMARA, G.; De ALMEIDA, C. M. **Geomática-Modelos e Aplicações Ambientais**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF, 2007

MELLO FILHO, J. A.; ROCHA, J. S. M. da. **Diagnóstico físico-conservacionista da sub- bacia hidrográfica do rio Sesmaria, em Resende-RJ**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 21, 1992, Santa Maria. Anais...Santa Maria: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola,1992. P. 2178-2191, 1992.

MOORE, I. D., GRAYSON, R. B., and LADSON, A. R., **Digital Terrain Modelling: A Review of Hydrological**, 1991.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental de manejo de florestas plantadas**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 96 p. 2003.

NASCIMENTO, M. A. **Bacia do rio João Leite: influência das condições ambientais naturais e antrópicas na perda de terra por erosão laminar**. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Húlio Mesquita Filho, Rio Claro. 176 f. 1998.

OLIVEIRA, F. P. **Determinação da tolerância de perdas por erosão para as principais Ordens de solos do Estado da Paraíba**. Monografia (Trabalho de Graduação em Engenharia Agrônoma) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia. 92 f. 2004.

PALACIOS-VELEZ, O. AND CUEVAS-RENAUD, B.: **Automated river course, ridge and basin delineation from digital elevation data**, J. Hydrol., 299–314, 1986

PEREIRA FILHO, W. **Capacidade de uso da terra em função do coeficiente de rugosidade**. Monografia (Trabalho de Graduação) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria . 48 f. 1986.

PERU, Ministerio de Agricultura-ANA, <http://www.ana.gob.pe/marco-normativo.aspx>, 2011. Acesso em 16/11/2011.

PERU, ONERN. **Inventario evaluación y uso racional de recursos naturales de las cuencas hidrográficas de Santa Nepeña e Lacramarca**, ONERN, Lima, 1972.

PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. **Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego rico, Jaboticabal (SP)**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa. v. 28, n.2, p. 297-305, 2004.

PISSARRA, T. C. T. **Análise da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico na sub-região de Jaboticabal, SP: Comparação entre imagens TM-LANDSAT cinco e Fotografias aéreas verticais**. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 136 f. 2002.

PISSARRA, T. C. T. **Análise da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico na sub-região de Jaboticabal, SP: Comparação entre imagens TM-LANDSAT 5 e Fotografias aéreas verticais**. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 136 f. 2002.

POLITANO, W.; DEMÉTRIO, V. A.; LOPES, L. R. **Caracterização da bacia hidrográfica para intervenção agrônoma**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 18, Recife. Anais. Recife: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, p. 1170-89. 1988.

PRUSKI, F. F. AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; GRIEBELER, N. P.; SILVA, J. M. A. **Conservação de solo e água: praticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 240 p. 2006.

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

RENNÓ, C. D.; SOARES, V. J. **Conceitos Básicos de Modelagem Hidrológica**. In: MEIRELLES, M. S. P.; CÂMARA, G.; ALMEIDA, C. M. de. (Orgs.). *Geomática: modelos e aplicações ambientais*. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 11, cap. 2. 2007.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e Recursos Hídricos**. São Paulo: EESC/USP, p. 731 - 813. 1998.

RIBEIRO, F. L. **Mapa de vulnerabilidade à erosão da região do Alto Rio Pardo – Pardinho (SP)**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 119 f. 2002.

ROCHA, J. S. M. **Avaliação quantitativa da capacidade de uso da terra do estado do Rio Grande do Sul**. Tese (Livre Docência) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 169 f. 1977.

ROCHA, J. S. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**. 4ª edição ampliada e melhorada. Santa Maria: Edições UFSM CCR/UFSM, 302 p. 2001.

ROCHA, J. S. M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 423p. 1997.

ROCHA, J. S. M. & DILL, P. R. J. **Cartilha Ambiental – Ilha das Flores, Porto Alegre, RS**. UFSM – Sociedade Brasileira de Investigações Ambientais para a Conservação da Natureza Associação dos moradores da Ilha das Flores. Santa Maria – RS, 2001.

ROCHA, J. S. M. et al. **Manual de EIA-RIMA com avaliações de impactos e passivos ambientais**. 4ª. ed. rev. e ampl. - Santa Maria: Centro de Impressão Digital - CID, xx, 479 p: il. 2008.

ROSA, R. O. **Uso de sistema de informação geográfica para estimativa de perdas de solo por erosão laminar**. In: SIMPOSIO NACIONAL DE GEOGRAFIA FISICA E APLICADA, 6. Goiânia. Anais... v. 2, p. 266-271. 1995.

RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. **Determinação do potencial erosivo da chuva do Estado do Paraná, através da pluviometria: terceira aproximação**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 17, n. 3, p. 439-444, 1993.

RUHOFF, A. L. **Gerenciamento de recursos hídricos – Modelagem ambiental com a simulação de cenários preservacionistas**. Dissertação (Mestrado em Geomática). Santa Maria: UFSM, 2004.

SANTOS, M. B. **Proposta metodológica para o planejamento do uso agrícola de vinhaça, considerando os seus aspectos ambientais, por meio de sistema de informação geográfica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 122 f. 2000.

SCHUMM, S.A. **Evolution of drainage systems and slopes in bed-lands at Perth Amboy, New Jersey**. Bulletin of the Geological Society of America, Colorado, v. 67, p. 597- 646, 1956.

SCOPEL, I.; **Avaliação do risco de erosão através de técnicas de sensoriamento remoto e da equação universal de perdas de solo a nordeste de Cornélio Procópio (PR)**. 1988. 156 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1988.

SILVA, A. M.; MELO, C. R.; **Bacia hidrográfica: teoria**. Lavras, UFLA. Disponível em http://www.deg.ufla.br/irrigação/ Disciplinas/ENG%20170/hidrologia_eng_170.htm. Acesso em: 01 jul. 2007.

SILVA, J. M. R.; LIMA, M. I. C.; VERONESE, V. F.; RIBEIRO JR., R. N.; ROCHA, R. M.; SIGA JR., O. **Geologia**. In: *Projeto Radambrasil, Folha SE.24 - Rio Doce*. Rio de Janeiro: IBGE, Escala 1:1.000.000. (Levantamento de Recursos Naturais, 34). 1987.

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

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 138 p. 2003.

SILVEIRA, A. L. L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica**. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da Universidade/FEGS, p. 35-51. 2001.

SOARES, J. V. **Curso de Introdução à Hidrologia Florestal**. São José dos Campos: INPE, 78 p. 2000.

SOUZA, L. H. **Representação gráfica de feições lineares do relevo: Proposta de aplicação de simbologia linear digital na Cartografia geomorfológica**. 92 f. 2006.

STEIN, D. P., DONZELLI, P. L, GIMENEZ, A. F., PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. **Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na bacia do Peixe – Paranapanema**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO, 3. Marília. Anais. ABGE/DAEE, v.1, p. 105-135. 1987.

STRAHLER, A. N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology.** Transactions American Geophysical Union, New Haven, v.38, n.6, p. 913-920, 1957.

STRAHLER, A.N. **Dimensional analysis applied to fluviially eroded landforms.** **Geological Society of American Bulletin**, Colorado, v. 69, n.3, p. 279-300, 1958.

TAVARES, A. C. F. MORAES, J. F. L. AMAMI, S. F.; LOMBARDINETO, F; VALERIANO, M. M. **Expectativa de degradação dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas com auxílio de sistemas de informação geográfica.** Acta Scientiarum Agronomy, Maringá, v. 25, n. 2, p. 417-424, 2003.

TEIXEIRA, A. L. A.; MORRETTI, EDMAR.; CHRISTOFOLETTI, A. **Introdução aos sistemas de informação geográfica.** Rio Claro: Edição do Autor. 80 p. 1992.

TONELLO, K. C. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas**, Guanhães, MG. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 85 p. 2005.

TONELLO, K. C.; DIASH, C.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. **Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG.** Revista Árvore, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.

TOMAZONI, J. C.; GUIMARÃES, E. **A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau.** Revista Brasileira de Cartografia, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, Disponível em: http://www.rbc.ufrj.br/_20057_3_07.htm > Acesso em: 05 maio. 2008.

VILELA, S. M., MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 245 p. 1975.

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

WISCHMEIER, W. H. **A rainfall erosion index for a universal soil loss equation.** **Proceedings of the Science America, Madison**, v. 20, p. 246-249, 1959.

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

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Rainfall energy and its relationships to soil loss.** **Transactions of the American Geophysical Union**, Washington, v. 39, n. 2, p. 285 - 291, 1958.