

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

Utilização de Índices de Vegetação para Estimativa da Proteção
do Solo pela Cobertura Vegetal:
uma contribuição para o uso da Equação Universal das Perdas de Solo

Aluno: José Carlos Toledo Veniziani Junior

Orientador: **Prof. Dr. Marcos César Ferreira**

Dissertação de mestrado elaborada junto
ao Curso de Pós-Graduação em
Geografia - Área de Concentração em
Análise da Informação Espacial para
obtenção do título de mestre em
Geografia.

Rio Claro
2003

Comissão examinadora

aluno

Rio Claro _____ / _____ de _____

Resultado: _____

DEDICATÓRIA

A DEUS pela dádiva da vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho, em especial:

Ao Prof. Dr. Marcos César Ferreira, pela orientação, apoio e amizade e incentivo;

A todos os professores e funcionários do Curso de pós graduação, em geografia;

Ao Professor José Flavio de Moraes Castro, pela colaboração na cartografia;

Ao Professor Sérgio dos Anjos F. Pinto, pelos esclarecimentos e sugestões;

Ao Professor Ailton Luchiari, pela grande contribuição com suas pertinentes sugestões;

Ao meu amor Joseli, por toda dedicação, compreensão, paciência e apoio;

A minha Gabi, pelo prazer divino de ser seu pai;

Aos meus pais, por todo o incentivo e pelo apoio nos momentos mais difíceis;

As minhas queridas Irmãs Dani e Tininha, pela luta conjunta em todos os momentos de nossas vidas;

À professora Rosaly Teresa Soriani Palanca, pela ajuda e incentivo desde os tempos da graduação;

Ao amigo "irmão" Thiago Salomão de Azevedo, por tudo;

Aos amigos: Cris, Paula, Lucas, Iara, grandes companheiros, pelo incentivo e pelas trocas de idéias;

Ao amigo "irmão" Tuca Melges, pela amizade e ajuda com as fotografias;

Aos grandes amigos: Umberto, Luciana, Janaína e Gustavo pelos momentos alegres entre uma dificuldade e outra;

Aos compadres Jéferson e Priscila, pela oportunidade, em meio às dificuldades, de me abençoar com o Netinho;

À minha Larissa por todo o amor sincero.

Ao amigo "Toni" proprietário da fazenda Santo Antonio dos Ipês, pela ajuda nos trabalhos de Campo;

Ao amigo Élcio, da “De Russi Projetos e Serviços”, pela ajuda com as fotografias aéreas digitais e empréstimo do laboratório para o uso do Software 3D MAPPPEP;

Ao Serviço de Água e Esgoto do Município de Jaú, na figura do seu superintendente Basílio, pelo apoio com a aquisição das fotografias aéreas, e a Clery no fornecimento de informações;

Ao agrônomo da Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada de Jaú, João André, pelo apoio no campo e incentivo durante todo o decorrer deste trabalho;

À agrônoma da Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada de Bauru, Maria Eugênia pela grande ajuda com a implementação da Equação Universal das Perdas de Solo e na avaliação da capacidade de uso;

À amiga Cláudia, agrônoma da Coordenadoria de Assistência Técnica Integrada de Mineiros do Tietê, pelo contato com a Maria Eugênia ;

Aos companheiros professores da Fundação Educacional de Jaú, pelo apoio;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal em Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

Lista de símbolos.....	vii
Índice.....	ix
Índice de figuras.....	xi
Índice de tabelas.....	xiii
Resumo.....	xv
Abstract	xvi
Introdução.....	1
1 Objetivos.....	3
2 Revisão Bibliográfica.....	4
3 Caracterização da Área de Estudo.....	42
4 Avaliação da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal a partir dos Índices de Vegetação.....	58
5 Avaliação dos processos erosivos e da capacidade de uso das terras da bacia do córrego Santo Antonio.....	75
6 Avaliação da adequação do uso do solo.....	95
7 Conclusões e Recomendações.....	110
8 Referências Bibliográficas.....	113

LISTA DE SÍMBOLOS

BMP – extensão de arquivos imagem do Microsoft – Windows
CCV coeficiente de cobertura vegetal
C- fator de uso e manejo
DN – digital number
EUPS – equação universal das perdas de solo
EUPSR – equação universal das perdas de solo revisada
Fator C – fator de uso e manejo do solo da EUPS
GPS – Global Position System
IAC – instituto agrônomo de Campinas
IAF – índice de área foliar
IGC – instituto geográfico e cartográfico da USP São Paulo
K- erodibilidade dos solos
L- comprimento da vertente
LE1 – latossolo vermelho escuro unidade Dois Córregos
LE3 – latossolo vermelho escuro unidade Limeira
LRe – latossolo roxo unidade Ribeirão Preto
LV1 – latossolo vermelho amarelão unidade Coqueiro
IV – índice de vegetação
IVAS - índice de vegetação ajustado ao solo
IVDN - índice de vegetação da diferença normalizada
IVm - comprimento de onda da banda do infra-vermelho
IVP – índice de vegetação perpendicular
IVT – índice de vegetação transformado
NASA – North American Spatial Agency
ND – número digital
P- práticas conservacionistas
PIGC – percentual de interceptação das gotas de chuva
PV1 – podzólico vermelho amarelo unidade Monte Cristo
R- erosividade da chuva

RS - razão simples entre bandas

S- declividade

SAEMJA – Serviço de Água e Esgoto do Município de Jaú

SIG – sistema de informação geográfica

T- Tolerância às perdas de solo

TE1 – terra roxa estruturada unidade estruturada

Vm – comprimento de onda da banda do vermelho

Vd - comprimento de onda da banda do verde

PNE- Potencial natural de erosão

ÍNDICE

Introdução.....	1
1 Objetivos.....	3
2 Revisão Bibliográfica.....	4
2.1 Índices de Vegetação: Conceituação, Caracterização e Aplicação.....	4
2.1.1 O Sensoriamento Remoto.....	4
2.1.2 Os Índices de Vegetação Definição e Aplicações.....	8
2.1.2.1 As Razões entre Bandas.....	10
2.1.2.2 Os Índices de Vegetação Ortogonais.....	12
2.1.2.3 Procedimentos Para o Cálculo do IV em Ambiente SIG: O caso do IDRISI32.....	15
2.2 Erosão: Definições e Conceitos.....	16
2.2.1 Fatores que Atuam no Processo Erosivo.....	18
2.2.1.1 A atuação da Chuva nos Processos Erosivos.....	18
2.2.1.2 A Natureza do Solo.....	19
2.2.1.3 Topografia do Terreno.....	20
2.2.1.4 A cobertura Vegetal.....	21
2.2.2 Avaliação dos Processos Erosivos.....	23
2.2.2.1 Modelos para Avaliação de Processos Erosivos.....	23
2.2.3 Avaliação da Capacidade de Uso das Terras.....	30
2.3 As Bacias Hidrográficas como Unidades Básicas para o Planejamento Ambiental.....	35
2.4 Os Sistemas de Informação Geográfica.....	37
3 Caracterização da Área de Estudo.....	42
3.1 Clima.....	42
3.2 Geologia.....	45
3.3 Solos.....	46
3.4 Geomorfologia.....	49
3.5 Uso e ocupação do solo.....	53
4 Avaliação da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal a partir dos Índices de Vegetação.....	58

4.1 O Mapeamento da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio.....	58
4.1.1 Obtenção dos Mapas de Índice de Vegetação.....	59
4.1.2 Controle de Campo.....	60
4.2 A Estimativa da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal a partir dos Índices de Vegetação.....	69
5 Avaliação dos Processos Erosivos e da Capacidade de Uso das Terras da Bacia do Córrego Santo Antonio.....	75
5.1 Levantamento dos Dados do Meio Físico para Implementação da Equação Universal das Perdas de Solo (EUPS).....	75
5.1.1 Erosividade (R).....	75
5.1.2 Erodibilidade (K).....	75
5.1.3 Fator Topográfico (LS).....	76
5.1.4 Uso e Manejo do Solo (C).....	79
5.1.5 Práticas Conservacionistas (P).....	79
5.2 Obtenção do Potencial Natural de Erosão.....	80
5.3 Obtenção dos Valores de Perdas de Solo a partir da EUPS.....	85
5.4 O Risco de Erosão.....	88
5.4.1 Uso Permissível da Terra.....	88
5.5 Avaliação da Capacidade de Uso dos Solos da Bacia do Córrego Santo Antonio.....	90
6 Avaliação da Adequação do Uso do Solo.....	95
6.1 Avaliação da adequação do Uso do solo a partir das Classes de Capacidade de Uso.....	95
6.2 Avaliação da Adequação do Uso do Solo a partir do Risco de Erosão.....	101
6.2.1 Adequação do Uso do Solo a partir do Fator C.....	101
6.2.2 Adequação do uso a partir do Percentual de Interceptação das Gotas de Chuva.....	105
6.3 Análise dos Métodos para Obtenção da Adequação do Uso do Solo.....	108
7 Conclusões e Recomendações.....	110
8 Referências Bibliográficas.....	113

ÍNDICE DE FIGURAS

1- Interação entre a estrutura interna da folha e a radiação do visível de do infravermelho próximo.....	9
2- Comportamento espectral da vegetação	10
3- Perda de solo (ton) e água (% da chuva) por tipo de uso do solo.....	22
4- Roteiro para elaboração do mapa de suscetibilidade à erosão laminar.....	27
5- Resumo da variação do tipo de uso e da intensidade máxima de utilização da terra sem risco de erosão.....	31
6- Arquitetura dos sistemas de informação geográfica.....	38
7- Mapa de localização da bacia hidrográfica do córrego Santo Antonio.....	44
8- Médias pluviométricas da estação experimental de Jaú.....	45
9- Mapa pedológico.....	48
10- Perfil longitudinal do córrego Santo Antonio.....	49
11- Mapa de declividade.....	50
12- Perfis topográficos.....	51
13- Curvas de nível e localização dos perfis topográficos.....	52
14- Fluxograma da elaboração do mapa de uso do solo.....	53
15- Mapa de uso do solo no ano 2000.....	54
16- Mapa de uso do solo no ano 2003.....	55
17- Gráfico da distribuição do uso do solo.....	57
18- Mapa de índice de vegetação IVDN.....	59
19- Mapa de índice de vegetação IVP.....	60
20- Procedimentos para obtenção das amostras no campo.....	62
21- Mapa de localização das amostras de sombreamento do solo.....	63
22- Amostras de sombreamento do solo coletadas no campo.....	64
23- Localização dos pontos amostrais na imagem.....	67
24- Fotografia aérea de plantações de café e cana de açúcar.....	68
25- Gráfico da regressão IVDN X amostras de sombreamento.....	69
26- Gráfico da regressão IVP X amostras sombreamento.....	70
27- Mapa PIGC estimada por IVDN.....	71

28- Mapa de PIGC estimada por IVP.....	71
29- Mapa de percentual de interceptação da chuva reclassificado.....	74
30- Mapa de comprimento de vertente.....	77
31- Mapa de fator topográfico.....	78
32- Mapa de fator P (práticas conservacionistas).....	81
33- Mapa de potencial natural de erosão.....	82
34- Distribuição dos valores de PNE segundo as unidades pedológicas.....	84
35- Mapa das perdas de solo para o ano 2000 (EUPS).....	86
36- Mapa das perdas de solo para o ano 2003 (EUPS).....	87
37- Mapa de risco de erosão (uso permissível da terra).....	91
38- Mapa de classes de capacidade de uso.....	93
39- Adequação do uso do solo no ano 2000 (classes de capacidade de uso).....	99
40- Adequação do uso do solo no ano 2003 (classes de capacidade de uso).....	100
41- Adequação do uso do solo no ano 2000 (risco de erosão).....	103
42- Adequação do uso do solo no ano 2000 (risco de erosão).....	104
43- Adequação do uso do solo no ano 2000 (Percentual de interceptação das gotas de chuva).....	107

ÍNDICE DE TABELAS

1- Características do Sistema LANDSAT	7
2- Alguns índices de vegetação implementados no SIG IDRIS32.....	15
3- Efeito do comprimento da vertente nas perdas de solo.....	21
4- Valores do fator C estimados para a região de Arealva-SP.....	27
5- Caracterização das classes de capacidade de uso da terra.....	33
6- Enquadramento das terras em classes de capacidade de uso.....	34
7- Exemplos de questões relacionadas à análise espacial.....	40
8- Dados climáticos da estação experimental de Jaú-SP.....	43
9- Relação entre unidades geológicas e pedológicas.....	46
10- Informações granulométricas dos tipos de solo.....	47
11 Materiais utilizados para obtenção dos mapas de uso do solo.....	56
12- Dados sobre os diferentes tipos de cobertura vegetal.....	56
13- Pontos de controle utilizados no ajuste da imagem de satélite.....	59
14- Tipos de cultivo predominantes na área, para coleta das amostras.....	61
15- Amostras de campo por tipo de uso do solo.....	66
16- valores dos parâmetros estatísticos relacionados às análises de regressão IVDN x Campo e IVP x Campo.....	70
17- Médias das amostras de percentual de cobertura vegetal (teste X^2).....	72
18- Valores de Percentual de interceptação das gotas de chuva.....	72
19- valores de erodibilidade dos solos.....	76
20- Valores de fator C para os diferentes usos do solo.....	79
21- intervalos das classes de potencial natural de erosão e suas áreas.....	80
22- Distribuição das classes de PNE pelas unidades pedológicas.....	83
23- Distribuição das classes de perdas de solo (EUPS).....	85
24- Valores de tolerância às perdas de solo por unidade pedológica.....	88
25- Distribuição areal do risco de erosão (fator C permissível).....	89
26- Classes de capacidade de uso obtidas a partir da descrição dos tipos de solo.....	92
27- Distribuição areal das classes de capacidade de uso do solo.....	92

28- Reclassificação dos tipos de uso do solo.....	96
29- Distribuição do uso do solo pelas classes de capacidade de uso nos anos 2000 e 2003.....	97
30- Distribuição areal da adequação do uso por tipo de uso do solo.....	102
31- Distribuição do PIGC pelas classes de risco de erosão.....	105
32- Valores do índice KAPPA, obtidos da relação entre os mapas de adequação do uso do solo para o ano 2000 utilizando-se o fator C e o PIGC.....	108

RESUMO

O processo de erosão acelerada se apresenta como um dos maiores problemas ambientais da atualidade, influenciando a produção agrícola, devido às conseqüências no empobrecimento do solo e no abastecimento de água, diminuindo a sua disponibilidade em reservatórios. Este trabalho apresenta uma proposta para avaliação da ambiental das variáveis relacionadas ao desenvolvimento de processos erosivos além da verificação da adequação do uso e ocupação do solo as necessidades especiais da área, tendo como estudo de caso a Bacia do Córrego Santo Antonio, situada no município de Jaú-SP. Propomos como indicador quantitativo da cobertura vegetal, os índices de vegetação (IV) obtidos por meio de imagens de satélite. Na avaliação da suscetibilidade à erosão nos amparamos no modelo da EUPS o qual foi desenvolvido para obtenção de uma classificação das terras da bacia em classes de risco de erosão além da obtenção classes de capacidade de uso relativas a cada unidade pedológica. O estudo relativo a análise da viabilidade da utilização do IV, foi embasado na amostragem de campo a partir da qual se obteve os valores médios de percentual de interceptação das gotas de chuva para determinados tipos de cultivo na região. Avaliamos ser possível o emprego do índice de vegetação em estudos referentes à proteção do solo e acreditamos serem as classes de risco á erosão um importante indicador das necessidades de planejamento ambiental. Verificamos uma mudança no uso do solo da área do ano 2000 para ao ano 2003, o que provocou grandes alterações nos resultados da adequação do uso do solo na bacia do córrego Santo Antonio.

Palavras chave: erosão, geoprocessamento, sensoriamento remoto, índice de vegetação, cobertura vegetal, capacidade de uso do solo, abastecimento urbano, município de Jaú, bacias hidrográficas.

ABSTRACT

The soil loss process arises as one of the major environmental problems nowadays, influencing the agricultural production, due to its consequences on the soil decay and on the water supply, decreasing its availability in the reservoirs. This work presents a proposal for the assessment of the environmental aspect of the variables concerning the development of the soil loss processes besides the verification of the adequacy of the use and occupation of the land regarding the special necessities of the area, portraying as study of case the Santo Antonio watershed, located in the town of Jaú, São Paulo. We propose as the quantitative indicator of the vegetation covering, the vegetation indexes (VI) obtained through satellite images. On the assessment of the soil loss susceptibility we looked for support on the USLE, which was developed to obtain a classification of the watershed lands in classes of soil loss risk, besides obtaining classes on the capability of use regarding each pedologic unit. The study about the analysis of the viability of the use of the vegetation index was based in the field samples, from which were achieved the average percentage values of rain drops interception for determined kinds of agricultural growing in the region. We assessed that it is possible to proceed the use of the vegetation index in studies concerning the soil protection, and we believe that the classes of risk regarding soil loss are an important indicator towards the necessities of environmental planning. It was verified a certain change on the land use in the area from the year 2000 until the year 2003, what brought huge alterations on the outcome of the land use adequacy in the Santo Antonio watershed.

Key Words: erosion; GIS; remote sensing; vegetation index; vegetation cover; land capability classification; urban water supply; Jaú; watershed.

Introdução

“A luta do homem contra a erosão do solo é tão antiga como a própria agricultura. Quando deixou de ser nômade e se fixou a um lugar, o homem teve necessidade de intensificar o uso do solo levando a destruição à cobertura de sua superfície acarretando a exposição do solo às forças erosivas” (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

Atualmente, a necessidade de estudos mais aprofundados com relação aos processos erosivos e processos hidrológicos, têm exigido metodologias mais eficientes que proporcionem maior agilidade e potencial analítico para a obtenção e o tratamento dos dados, no âmbito de bacias hidrográficas.

Neste sentido, os modelos de avaliação ambiental fundamentados na Equação Universal das Perdas de Solo (EUPS) apresentam-se como importantes ferramentas, principalmente por proporcionarem fácil implementação em sistemas de informação geográfica. Os modelos embasados na EUPS caracterizam-se, basicamente por possibilitarem a decomposição do processo erosivo em variáveis atuantes e na atribuindo pesos à cada uma na degradação ambiental ocasionada pela erosão.

Dentre as variáveis utilizadas por estes modelos salientamos a importância da qualidade da informação relativa à cobertura vegetal, uma vez que, com base na qualidade desta podem ser desenvolvidos estudos indiretos com respeito à infiltração e ao escoamento das águas pluviais. Tais fatores influenciam diretamente a erosão dos solos, a qualidade e a quantidade de água que escoam pela superfície, bem como, a infiltração no solo.

Os índices de vegetação (IV) obtidos por meio de imagens orbitais, têm se apresentado como alternativa viável em estudos ambientais, principalmente pela eficiência na estimativa da quantidade de biomassa. Outra importante característica dos índices de vegetação é a facilidade da aquisição de seus valores

por meio de imagens obtidas de sensores orbitais com resoluções espaciais adequadas às diversas escalas de trabalho, variando de escalas locais (alta resolução) até escalas mundiais (baixa resolução).

Apesar das características bastante favoráveis à utilização do IV em estudos ambientais, devemos salientar no entanto algumas limitações quanto ao seu uso, tais como, resolução, problemas ocasionados pela interferência atmosférica, erros de ajuste geométrico além da escolha adequada do índice mais compatível com os propósitos da pesquisa e com a realidade geográfica da área avaliada.

Em pesquisas ambientais o IV tem sido amplamente utilizado na estimativa da produção de madeira, identificação de áreas desmatadas e avaliação de produtividade agrícola, entre outras. O IV pode ser ainda ser utilizado em estudos sobre escoamento e infiltração de águas pluviais em bacias hidrográficas, principalmente por representar quantitativamente a cobertura vegetal existente.

Com o objetivo de avaliar a adequação uso do solo e propor uma ocupação do solo mais racional e menos nociva ao meio ambiente foi realizada nesta pesquisa a verificação da adequação do uso em relação ao risco de erosão e ao enquadramento no sistema de classes de capacidade de uso.

A avaliação da cobertura vegetal enquanto variável de proteção do solo, foi embasada no levantamento do uso do solo por meio de fotografias aéreas digitais, das quais foram obtidos mapas de uso e ocupação do solo, que posteriormente foram associados aos valores do fator de uso e manejo da EUPS (fator C) e ao IV.

Foi escolhida para aplicação da avaliação da proteção do solo proporcionada pela cobertura vegetal, uma área situada no município de Jaú – SP, correspondente à bacia hidrográfica do córrego Santo Antonio. A seleção desta área deveu-se à existência de informações particulares à pesquisa como: disponibilidade de fotografias aéreas digitais de alta resolução, imagem ETM+ LANDSAT, facilidade de acesso para coleta de dados de campo e principalmente, pelo fato da bacia conter um dos principais mananciais utilizados para o abastecimento de água da área urbana do município de Jaú-SP.

1 Objetivos

- 1.1. Aplicar e avaliar técnicas de processamento digital de imagens, com ênfase na razão de bandas, para obtenção de mapas de índice de vegetação.
- 1.2. Estimar a quantidade de cobertura vegetal a partir de mapas de índice de vegetação, para utiliza-la como indicador da proteção do solo.
- 1.3. Avaliar a precisão dos índices de vegetação obtidos da imagem ETM+ do LANDSAT 7, por meio de controle de campo, baseado em dados obtidos por meio da utilização de fotografias verticais obtidas ao nível do solo.
- 1.4. Identificar o índice de vegetação mais representativo para se estimar a proteção do solo, para diferentes tipos de cobertura vegetal existentes na área da bacia do córrego Santo Antonio.
- 1.5. Obter um mapa indicativo da proteção do solo proporcionada pela vegetação utilizando índices de vegetação.
- 1.6. Avaliar o risco de erosão das terras da bacia do córrego Santo Antonio por meio da EUPS (equação universal das perdas de solo)
- 1.7. Avaliar a adequação do uso do solo na aérea utilizando as classes de capacidade de uso, o Risco de erosão (fator C permissível) e as informações relativas à proteção do solo obtidas dos índices de vegetação.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Índices de Vegetação: Conceituação, Caracterização e Aplicação

Antes de um aprofundamento na conceituação dos índices de vegetação é necessária uma revisão dos conceitos básicos do sensoriamento remoto, para uma melhor compreensão das bases teóricas que fundamentam a aquisição de imagens orbitais, a natureza da informação captada pelos sensores e os métodos de tratamento destes dados.

2.1.1 O Sensoriamento Remoto

A aquisição de informações (fotografia aéreas e imagens orbitais) da superfície terrestre por meio de sensores instalados em plataformas móveis, como aeronaves e satélites situados à distância e o processamento dessas imagens utilizando técnicas específicas, pode ser definida como sensoriamento remoto.

Para Chen (1996), o sensoriamento remoto é um conjunto de técnicas de aquisição e interpretação de dados espectrais de alvos da superfície terrestre obtidos à distância. Segundo a autora, as fotografias aéreas e as imagens de satélite são usadas como instrumento padrão em levantamentos de recursos naturais com a finalidade de obter informações e diminuir a necessidade de incursões de campo reduzindo os custos desses levantamentos.

Novo (1989), afirma que o sensoriamento remoto (SR) é a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento e transmissão de dados, aeronaves e espaçonaves, objetivando pesquisar o ambiente terrestre pelo registro e análise das interações entre a radiação eletromagnética e as diversas substâncias que compõem a superfície terrestre.

As imagens obtidas por sensores acoplados a plataformas espaciais apresentam duas características principais que auxiliam no processamento das informações armazenadas nessas imagens: estrutura e resolução.

Estrutura: As imagens de satélite são constituídas por um arranjo

de elementos (pixels) em forma de uma grade, cada um desses elementos possui uma localização baseada em um sistema de coordenadas, ao qual está associado um atributo (Z), conhecido como DN (digital number) ou número digital (ND), O DN representa a intensidade de energia eletromagnética (refletida ou emitida pela superfície) medida pelo sensor. O pixel representa portanto uma média da intensidade da energia emitida ou refletida pelos materiais que compõem uma determinada unidade de área.

Resolução: Este termo pode ser subdividido em três diferentes e independentes parâmetros:

- *Resolução espacial:* é a capacidade do sistema sensor de captar informações de objetos (alvos) na superfície terrestre. Quanto menor o objeto possível de ser detectado, maior a resolução espacial;
- *Resolução espectral:* é definida pelo número de bandas espectrais de um sistema sensor e pela largura do intervalo de comprimento de onda coberto por cada banda;
- *Resolução radiométrica:* é representada pelo número de níveis digitais que representam os níveis de cinza coletados pelo sensor. Quanto maior o número de níveis de cinza maior a resolução radiométrica (CROSTA, 1992);
- *Resolução temporal:* é a periodicidade de aquisição de imagens apresentada por um sensor. Uma alta resolução temporal indica aquisição de imagens em curtos intervalos de tempo.

Verstraete et al. (1996), chamam a atenção para o fato das observações feitas pelos satélites serem apenas medidas de radiação feitas a centenas de quilômetros de distância do local de interesse. O problema fundamental é estabelecer se os dados de radiação obtidos a partir de sensores acoplados a satélites, podem realmente proporcionar informações úteis para as aplicações às quais são destinadas e se, as ferramentas e técnicas desenvolvidas para extrair as informações desses dados, são adequadas. A implementação dessas ferramentas e técnicas depende do conhecimento prévio sobre os processos fundamentais que controlam e afetam a transmissão de radiação desde a sua origem até sua absorção pelo detector.

Com relação aos sistemas sensores existentes, podemos destacar alguns mais utilizados para estudos ambientais:

Fotografias aéreas: A fotografia aérea é um recurso muito utilizado para os levantamentos de uso e ocupação solo e apresenta as características citadas a seguir:

- alta resolução espacial;
- metodologias de interpretação e levantamento testadas e comprovadas;
- disponibilidade razoável de vôos;
- potencial da visualização em estereoscopia;
- disponibilização em ambiente digital o que aumenta significativamente seu potencial analítico.

A fotografia aérea é uma fonte de dados espaciais amplamente utilizada em estudos ambientais. Anderson e Ribeiro (1982), afirmam que a maioria dos trabalhos de fotointerpretação, são feitos com base em técnicas tradicionais desenvolvidas e reavaliadas desde a obtenção das primeiras fotografias aéreas, sendo sua evolução acompanhada do desenvolvimento da aviação.

Produtos de sensores orbitais: Os sensores orbitais estão instalados em plataformas (satélites) que orbitam a Terra a centenas de quilômetros de altitude e apresentando como principais características: altas resoluções espectrais, periodicidade na aquisição de imagens e ainda custo relativamente baixo, principalmente se comparado ao custo de fotografias aéreas.

Os sensores mais utilizados são os da série LANDSAT, pois apresentam características bastante adequadas aos estudos ambientais. O satélite LANDSAT 5 foi lançado pela NASA em março de 1984 e apresenta um tipo de sensor denominado TM (Thematic Mapper) ou mapeador temático (NOVO, 1992). A altitude da órbita é de 705 quilômetros e a largura da faixa imageada é de 185 quilômetros. A resolução temporal de 16 dias e o horário de passagem do satélite na linha do equador ocorre às 9:45h

O satélite LANDSAT 7 da Agência Espacial Americana (NASA), lançado em abril de 1999, contém um novo sistema sensor denominado ETM+ (Enhanced

Thematic Mapper Plus), que em geral apresenta as mesmas características básicas do LANDSAT5, porém destaca-se por conter diferenças relativas à resolução espacial e ao horário de passagem, entre outras. A Tabela 1 apresenta algumas das características dos sensores LANDSAT 5 e LANDSAT 7.

Tabela 1 : Características do Sistema LANDSAT.

Satélite	Sensor	Bandas	Resolução Espacial (m)	Resolução Espectral(μm)	Resolução Temporal (dias)	Largura da Faixa Imageada (Km)	Altitude da órbita (Km)
LANDSAT 5	TM	1	30	0,45 a 0,52	16	185	705
		2	30	0,52 a 0,60			
		3	30	0,63 a 0,69			
		4	30	0,76 a 0,90			
		5	30	1,55 a 1,75			
		6	120	10,4 a 12,5			
		7	30	2,08 a 2,35			
LANDSAT 7	ETM+	1	30	0,45 a 0,52	16	185	705
		2	30	0,53 a 0,61			
		3	30	0,63 a 0,69			
		4	30	0,78 a 0,90			
		5	30	1,55 a 1,75			
		6	60	10,4 a 12,5			
		7	30	2,09 a 2,35			
		8	15	0,52 a 0,90			

Fonte: adaptado de <http://geo.arc.nasa.gov.sge.LANDSAT> e Novo (1992)

Em síntese, o LANDSAT 7 apresenta algumas diferenças em relação ao LANDSAT 5, entre elas destacamos:

- A banda pancromática com resolução espacial de 15m; (banda 8)
- Gravação da banda 6 (infra-vermelho termal) com alto e baixo ganho e resolução de 60m;
- Melhora no sistema de calibração do satélite, o que garante uma precisão radiométrica absoluta de +/- 5%;
- Melhora na geometria do imageamento, ocasionando uma maior precisão na correção geométrica de imagens, compatíveis com o uso de GPS para obtenção de pontos de controle cartográficos.

Alguns trabalhos têm sido realizados integrando sensoriamento remoto e SIG (sistemas de informação geográfica), principalmente, pelo fato de alguns SIG apresentarem pacotes de processamento de imagens implementados. Santos (2000) afirma que a integração de imagens de sensoriamento remoto a outras informações espaciais (cartográficas) em ambiente SIG, propicia maior

precisão na interpretação de um determinado tema. Destacamos ainda os trabalhos de Pinto, (1991); Ringrose et al. (1996); Mcvicar e Jupp (1998); Sommer et al. (1998); Burin (1999); Cavalli (1999); entre outros, que utilizaram imagens de sensoriamento remoto, técnicas de processamento digital de imagens e SIG em estudos relativos a questões ambientais.

Mesev (1997), afirma que é necessária a integração entre SR e SIG, o que pode facilitar a ampliação de inventários, maior flexibilidade analítica, rápida atualização de bases de dados e a ampliação do potencial de aplicações. Entretanto esta integração SIG/SR pode também causar a repetição de dados, combinação de erros, tornar as análises mais complexas e distorcer os objetivos.

2.1.2 Os Índices de Vegetação Definição e Aplicações

A atmosfera é a superfície da Terra na qual ocorre o primeiro contato com a energia solar que alcança o Planeta. A presença na atmosfera de gases que interagem com esta energia como: ozônio, o vapor d'água, oxigênio e o gás carbônico, promovem a absorção de parte dessa energia reduzindo a quantidade de energia que atinge a crosta terrestre.

A cobertura vegetal da Terra é a superfície onde ocorre a interação entre a energia que atinge a crosta terrestre e a energia captada pelo sensor. Desta forma, uma imagem de sensoriamento remoto representa primeiramente, as características da vegetação que cobre a porção imageada da superfície da Terra. Com base nisto, foram desenvolvidos muitos estudos sobre a utilização destas imagens para a identificação e caracterização dos diferentes tipos de cobertura vegetal encontrados na superfície do planeta. Um dos principais tipos de imagem obtidos por técnicas de processamento digital de imagens de sensoriamento remoto são os índices de vegetação.

Segundo Campbell (1996), os índices de vegetação são valores quantitativos baseados em (ND) associados à quantidade de biomassa ou ao vigor vegetativo da cobertura vegetal. Souza e Ponzoni (1996), afirmam que as imagens-índice de vegetação, baseiam-se no fato da vegetação possuir reflectância específica

nas regiões do vermelho e do infravermelho próximo, o que a diferencia de outros alvos terrestres. Os índices de vegetação são obtidos pela razão entre bandas, uma operação aritmética na qual, os valores de níveis de cinza de duas bandas são divididos, para gerar uma nova banda.

O princípio físico dos índices de vegetação é atribuído à absorção pela clorofila, da radiação na região espectral do vermelho e a reflectância pelas folhas das plantas, da radiação na região do infravermelho próximo. Uma descrição bastante esclarecedora é feita por Campbell (1996), e apresentada na Figura 1.

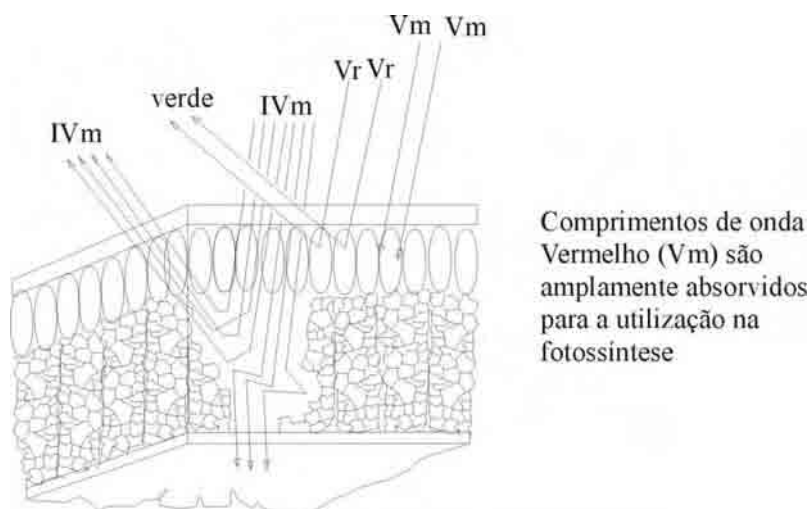


Figura 1 : Interação entre a estrutura interna da folha e a radiação do visível e do infravermelho próximo.
Fonte: Adaptado de Campbell (1996).

No esquema da Figura 1, podemos observar que a vegetação viva apresenta uma relação inversa entre as radiações do vermelho (Vm) e infravermelho próximo (IVm). Esta relação fica evidente pela alta absorção da radiação vermelha pela clorofila, e pela alta reflexão da radiação infravermelha pela camada interna de células dos vegetais. Isto assegura que os valores do vermelho e do infravermelho próximo serão inteiramente diferentes, logo a razão IVm/Vm apresentará valores mais altos em função da maior quantidade e das características vegetativas da cobertura vegetal. Em superfícies não vegetadas como corpos d'água, feições antrópicas, solo exposto e vegetação morta ou inativa os valores da razão irão diminuir, e desta forma, a razão (IVm/Vm) pode demonstrar a medida da reflectância vegetativa de cada unidade de área representada por um pixel. A Figura 2 apresenta a curva de reflectância espectral da vegetação.

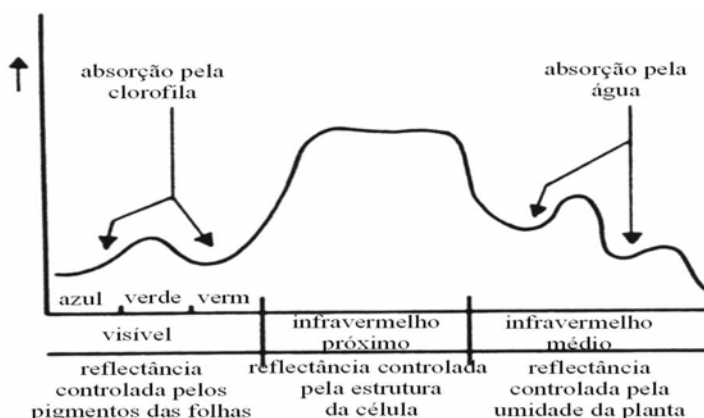


Figura 2: Comportamento espectral da vegetação.
Fonte: adaptado de Campbell (1996).

Podemos observar na Figura 2 que ocorre grande absorção de energia nos comprimentos de onda da faixa do visível, proporcionando aí baixa reflectância. Na faixa do infravermelho próximo, ocorre pouca absorção de energia ocasionando alta reflectância. Na faixa do infravermelho médio a umidade presente nas plantas absorve energia, diminuindo também a reflectância.

Existem diversos índices de vegetação que adicionam parâmetros ou buscam uma normalização dos dados das imagens com o intuito de melhorar a qualidade das imagens índice de vegetação a serem geradas: razão entre bandas, índice de vegetação da diferença normalizada o índice de vegetação transformado, índice de vegetação perpendicular, índice de vegetação ajustado ao solo, entre outros.

2.1.2.1 As Razões entre Bandas

A razão simples entre bandas (RS), proposta por Jordam (1969), pode ser considerado o mais básico dos índices obtidos a partir de imagens de satélite. Caracteriza-se pela divisão entre os valores de ND das bandas do verde visível (Vd) e do vermelho (Vm), ou ainda pela razão entre o infravermelho (IVm) e o vermelho:

$$IV = Vd/Vm;$$

$$IV = IVm/Vm.$$

A utilização da relação IVm e Vm para obtenção de medidas de biomassa foi descrita por Jordam (1969). O autor empregou uma razão da radiância de 0.800/0.6754 μm para obter o índice de área foliar (IAF), e desta forma determinar o volume do dossel em uma floresta tropical úmida. Verificou que o processo de estimação do IAF possui limitações, porém essas não são muito diferentes das encontradas em outros métodos de estimação deste índice.

Para Tucker (1979), o IV obtido a partir da razão Vd/Vm é considerado menos efetivo que o IVm/Vm devido as diferentes respostas espectrais, ocasionadas pela estrutura interna da folha verde, só perceptível na banda o Ivm. No Vd a resposta espectral fica limitada à atuação da clorofila. A maior parte dos índices de vegetação é baseada no IVm e Vm, porém também é possível a utilização da banda do Vd.

Um aperfeiçoamento da razão entre bandas é o índice de vegetação da diferença normalizada (IVDN) proposto por Rouse et al. (apud TUCKER, 1979), que se caracteriza pela normalização dos valores de ND por meio da diferença entre IVm e o Vm e da soma do IVm com o Vm. Jesus (2001), destaca que o IVDN apresenta como característica a atenuação do efeito do sombreamento do relevo.

A obtenção do IVDN dá-se pela expressão:

$$IVDN=(IVm-Vm/IVm+Vm).$$

Gallo e Daugtry (1987), afirmam que o RS e o IVDN apresentam grande potencial para aplicações em experimentos agrícolas principalmente por sua alta correlação com o índice de área foliar, a radiação fotossinteticamente ativa e com a quantificação da biomassa seca e úmida.

O índice de vegetação transformado (IVT) foi proposto por Deering et al. (apud FERREIRA, 1991), para evitar a ocorrência de resultados negativos presentes no IVDN. O IVT foi definido pela relação:

$$IVT = \sqrt{IVDN + 0,5}$$

2.1.2.2 Os Índices de Vegetação Ortogonais

Outras formas de obtenção de índices de vegetação foram desenvolvidas com o intuito de se minimizar o efeito da resposta espectral do solo. Estes índices são classificados por Lawrence e Ripple (1998), como índices de vegetação ortogonais. Jackson e Huete (apud EASTMAN, 1999), classificam estes como IVs baseados na distância, pelo fato destes identificarem o grau de cobertura vegetal por meio da distância de um pixel à linha de reflectância do solo exposto, em um plano x,y.

A linha de reflectância se apresenta a partir da disposição das bandas do IVM e Vm no plano x,y. Isto ocorre devido ao fato do solo exposto refletir menos na faixa do IVM do que na faixa do Vm. Os solos secos refletem relativamente igualmente nas duas faixas do espectro, enquanto os solos úmidos são mais escuros e apresentam valores menores de reflectância principalmente no VM. Os tipos de solo também influenciam diretamente neste sentido dependendo da composição química de cada tipo de solo.

O índice de vegetação perpendicular (IVP) sugerido por Richardson e Wiegand (apud TUCKER, 1979), está fundamentado em uma avaliação aprofundada das respostas espectrais do solo e da vegetação, tanto na banda do infravermelho quanto na banda do vermelho. Para isto considera-se o comportamento espectral do solo exposto, obtido a partir de amostragem na imagem original. Os valores de DN obtidos na amostragem são utilizados para corrigir o efeito do comportamento espectral do solo. O cálculo do índice de vegetação IVP é definido por:

$$IVP = \sqrt{(Vm_{sol} - Vm_{veg})^2 + (IVm_{sol} - IVm_{veg})^2}$$

O índice de vegetação ajustado ao solo (IVAS), proposto por Huete (1988), é uma técnica de transformação para minimizar a influência da radiação

espectral do solo na obtenção do índice de vegetação. Esta transformação é baseada no comportamento espectral dos diferentes tipos de solo que apresentam brilhos diferentes. Estes efeitos são minimizados neste modelo pela inclusão de um fator de ajuste (L) obtido a partir de estudos preliminares do comportamento espectral dos diferentes tipos de solo. Este índice é adequado para estudos em áreas de grande diversidade de tipos de solo, o que pode influenciar muito nos resultados finais do índice de vegetação. O IVAS é definido por:

$$IVAS = [(IVP - V_m) / (IVP + V_m + L)]$$

Os estudos nos quais são utilizadas combinações entre bandas espectrais de imagens de satélite para obtenção de índices de vegetação são amplamente utilizados devido a sua associação significativa com os principais parâmetros vegetativos, tais como: área foliar, biomassa, percentual de cobertura verde, produtividade e atividade fotossintética.

Encontramos na bibliografia diversos trabalhos realizados utilizando os índices de vegetação em estudos ambientais. É evidente o grande potencial e a ampla utilização dos IVs para se estimar a cobertura vegetal da superfície terrestre, com graus de precisão bastante satisfatórios.

Tucker (1979), realizou um estudo sobre estimativa de biomassa por meio da utilização de índices de vegetação obtidos de imagens LANDSAT-MSS, implementando combinações entre as bandas IV_m e V_m e V_d e V_m aplicando diferentes tipos de cálculos. Em seguida, comparou os dados estimados por IV a medidas de campo, realizadas em três períodos distintos: setembro de 1971, junho e outubro de 1972. Verificou que as combinações entre IV_m e V_m apresentaram resultados mais significativos que as combinações entre V_d e V_m, e ainda, que o índice de vegetação transformado (IVT) foi o que apresentou melhores resultados entre os índices que utilizam o IV_m.

Lenney et al. (1996), utilizaram o IVDN em um estudo multitemporal sobre a produção agrícola no delta do Nilo (Egito), tomando por base os IVDNs calculados a partir de imagens LANDSAT-TM de um período de 10 anos, para estimar

a produtividade baseada na relação entre saúde das plantas e produtividade. Este método mostrou-se bastante adequado.

Epiphany et al. (1996), avaliaram o desenvolvimento da cultura do trigo ao longo de seu ciclo de desenvolvimento em uma estação experimental nos meses de junho e setembro do ano de 1991 utilizando dois índices de vegetação o IVDN e o IVAS. Empregaram parâmetros biofísicos para o controle da correlação entre a resposta espectral dos dois índices e observaram que o IVAS apresentou maior correlação com as variáveis biofísicas avaliadas.

Lawrence e Ripple (1998), realizaram um estudo na área do Monte St. Helens (Washington-EUA), que apresenta uma paisagem bastante heterogênea. Os autores comparam os resultados de diferentes índices de vegetação com dados obtidos a partir de foto interpretação para o percentual de cobertura vegetal. Os índices de vegetação com ajuste aos solos apresentaram um desempenho pior que os índices não ajustados, ao contrário do esperado.

Cavalli (1999), utilizou índice de vegetação IVDN para estimar o fator (C) de proteção do solo, (utilizado no cálculo da equação universal das perdas de solo) visando à determinação do risco de erosão em uma sub-bacia do Rio Piracicaba no estado de São Paulo. A utilização do IVDN para estimar o fator C se mostrou eficiente para as condições da cultura da cana de açúcar.

Souza e Ponzoni (1999), avaliaram alguns índices de vegetação para a estimar o volume de madeira em floresta de pinus na Fazenda Monte Alegre no município de Agudos SP. Relacionaram o volume de madeira produzido por talhão com os diferentes valores obtidos a partir dos diferentes índices de vegetação. Perceberam que a relação entre o volume de madeira e os valores obtidos a partir dos índices vegetação não é significativa.

Agarez et al. (2001), utilizaram o IVDN para classificação de fragmentos de Floresta Atlântica no município de Sooretama-ES. Avaliaram o desempenho deste índice em relação ao grau de interferência antrópica e ao grau de diversidade vegetal. O IVDN apresentou alta correlação com os parâmetros utilizados na classificação por amostragem de campo.

Refosco et al. (2001), realizaram um estudo sobre a interceptação da

chuva pela vegetação no Vale do Itajaí SC. Utilizaram o NDVI para avaliar a quantidade de cobertura vegetal em diferentes sub-bacias do vale identificando com precisão as áreas florestadas.

2.1.2.3 Procedimentos Para o Cálculo do IV em Ambiente SIG: O caso do IDRISI32

No Sistema de Informação Geográfica IDRISI 32 (EASTMAN, 1999), há um módulo específico para a geração de mapas de índices de vegetação denominado VEGINDEX encontrado no menu ANALYSIS > IMAGE PROCESSING > TRANSFORMATION.

Ao se acessar este comando, o IDRISI 32 oferece 19 opções de IV para gerar um mapa índice de vegetação. Algumas opções requerem a inserção de outros parâmetros, além das imagens, obtidos a partir de pré-processamento no próprio IDRISI 32. A Tabela 2 apresenta algumas opções de índices oferecidas.

Tabela 2: Alguns índices de vegetação implementados no SIG IDRISI 32

comando	Índice de Vegetação oferecido
RATIO	Razão de Bandas
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
RVI	Índice de Vegetação da razão de bandas
PVI	Índice de Vegetação Perpendicular
SAVI	Índice de Vegetação Ajustado ao Solo

Fonte: Adaptado de Estman (1999).

Os parâmetros utilizados para a implementação do IVP ou PVI devem ser obtidos no IDRISI 32 por meio de uma regressão: módulo ANALYSIS > STATISTICS > REGRESS. Deve ser colocada a banda do infravermelho como variável independente e a banda do vermelho como variável dependente para garantir a amostragem direcionada para o solo exposto. Utiliza-se uma máscara obtida a partir da digitalização das áreas de exposição do solo na imagem original que fornecerão informações sobre comportamento espectral do solo. A partir dos resultados da

regressão são obtidos: o intercept ou o valor do ponto onde a curva intercepta o eixo y e o slope que representa o ângulo de inclinação da reta da regressão.

2.2 Erosão: Definições e Conceitos

Existem perspectivas distintas quanto ao conceito de erosão o qual pode ser compreendido como um acontecimento natural que condiciona a formação das estruturas do relevo da superfície da Terra, sendo portanto uma definição geomorfológica. Por outro lado, segundo uma visão, na qual o processo erosivo é encarado como um processo de remoção acelerada da camada superficial do solo.

Guerra (1978), salienta que a erosão pode ser considerada a destruição das saliências ou reentrâncias do relevo tendendo a um nivelamento. Afirma ainda que, não se deve separar o termo sedimentação do contexto, pois este está englobado no conceito de erosão. Pode também ser entendido como um conjunto de ações físicas, químicas e biológicas que modelam a paisagem ou até, como a destruição do solo.

De acordo com Galetti (1973), 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. Bertoni e Lombardi Neto (1990), abordam o conceito de erosão de forma mais objetiva, definindo o processo erosivo como o desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo, causado pela água ou pelo vento, que tem início na remoção da cobertura vegetal pelo homem para cultivar o solo.

A erosão ocorre em dois processos principais:

a) erosão Laminar (erosão em lençol): primeiro estágio do processo erosivo e tem seu início com o impacto das gotas de chuva sobre o solo.

b) erosão linear: consiste na retirada do material de cobertura pedológica através do fluxo concentrado em pequenos canais.

Para Guerra (1999), o processo erosivo tem seu início a partir do impacto das gotas da chuva na superfície do solo. As gotas, dependendo da energia cinética que possuem, podem ser mais ou menos eficazes na ruptura dos agregados

(conjunto de partículas de solo com tamanho e forma definidos) e no transporte de sedimentos. Isto ocorre devido a um tipo de erosão conhecida como erosão por salpicamento, que se caracteriza pelo impacto dos respingos originados do impacto das gotas da chuva. Os agregados rompidos depositam-se nos poros do solo provocando a selagem da superfície e conseqüente diminuição da porosidade intensificando o escoamento superficial.

A formação de poças na superfície, devida principalmente à diminuição da porosidade do solo, é o fator desencadeante do processo de erosão laminar, o qual pode evoluir para processos lineares de erosão. Estes processos, originam-se em microfieições do relevo que promovem a concentração do fluxo de água em determinadas áreas. A partir desse estágio, podemos ter a evolução de microravinas e posteriormente, ravinas de grandes proporções e até mesmo uma voçoroca.

Singer e Bissonais (1998), relatam experimentos realizados em diferentes tipos de solo, encontrados em regiões de clima mediterrâneo, nos quais baixos teores de matéria orgânica são comuns. Realizaram experimentos baseados em simuladores de chuva e concluíram que a selagem da superfície do solo aumenta a erosão. Verificaram ainda que os altos teores de óxido de ferro estabilizam as estruturas dos agregados podendo compensar a ausência de matéria orgânica. Os autores afirmam que a avaliação dos teores desses dois elementos é de extrema importância na determinação da estabilidade dos agregados na superfície do solo e da sua erodibilidade.

Lavee et al. (1995), estudaram em uma região do noroeste de Israel, os efeitos do fogo na rugosidade da superfície do solo, no escoamento superficial e na erosão. Através de simuladores de chuva, verificaram o escoamento em quatro períodos distintos: imediatamente após o fogo, duas semanas após, um ano depois e utilizando como controle áreas não queimadas. Os resultados demonstraram que nas regiões mediterrâneas onde a cobertura vegetal é escassa, as queimadas são geralmente de baixa intensidade e provocam poucos efeitos sobre as taxas de escoamento e erosão, chegando em alguns casos a aumentar a rugosidade da superfície pela presença de fragmentos das queimadas como, galhos e

varetas. Apesar disso os autores salientam que em caso de áreas de intensa cobertura do solo os efeitos das queimadas podem ser muito mais intensos.

2.2.1 Fatores que atuam no processo erosivo

Os processos erosivos acelerados envolvem a atuação de diferentes fatores como: pluviosidade, natureza do solo, topografia do terreno e cobertura vegetal.

2.2.1.1 A atuação da chuva nos processos erosivos

Podemos considerar que nas regiões tropicais a água é o principal fator atuante no processo erosivo acelerado, segundo Bertoni e Lombardi Neto (1990), a água da chuva exerce sua ação erosiva sobre o solo por meio do impacto das gotas que se precipitam com diferente velocidade e energia e pelo escoamento da água sobre a superfície do solo.

Segundo Galetti (1982), A água da chuva incide sobre a superfície do solo e respinga para os lados esta água bate e volta fragmentada já com partículas soltas. Estes respingos podem atingir uma altura de até 50 cm, se espalhar para além de 1m de distância e promover nova desagregação de partículas. Quanto maior o volume de cada gota maior o choque consequentemente maior a distância atingida pelos respingos e maior o volume de partículas desagregadas.

Conforme Guerra (1999), é a energia cinética da chuva que determina a capacidade da chuva em causar erosão, afirma ainda que a atuação dos ventos durante a chuva pode intensificar seus efeitos aumentando consideravelmente a energia cinética. A quantidade de água que incide sobre o solo ainda influencia na formação de enxurradas que podem ser mais ou menos intensas em função da amplitude da chuva. Podem também ter sua capacidade erosiva aumentada em função do volume de partículas abrasivas transportadas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

2.2.1.2 A natureza do solo

Os diferentes tipos de solo apresentam disparidades relativas a características físicas como: estrutura, textura, permeabilidade, densidade e relativas a sua constituição química e biológica. Estas características atuam de diferentes formas aumentando ou diminuindo a permeabilidade ou influenciando na estabilidade dos agregados.

A **textura** influencia na infiltração e no escoamento Bertoni e Lombardi Neto (1990), afirmam que em um solo arenoso, com alta porosidade uma chuva de pouca intensidade é rapidamente absorvida pelo solo impedindo o escoamento superficial, porém como possui baixo teor de argila que atua unindo partículas maiores um escoamento de pequena intensidade e capaz de remover grandes quantidades de solo.

A **estrutura** se apresenta como uma característica de grande importância. São consideradas, na análise da estrutura de uma unidade pedológica:

- As propriedades físico-químicas da argila, que proporcionam estabilidade dos agregados na presença de água;
- As propriedades biológicas; relacionadas à presença de matéria orgânica, que proporciona uma maior estabilidade dos agregados, em solos arenosos e nos solos argilosos melhorando as condições de arejamento e retenção de água.

A **permeabilidade** determina a maior ou menor capacidade de infiltração da água no solo e está relacionada com a porosidade. Em geral os solos arenosos são mais permeáveis que os solos argilosos.

A **densidade** do solo expressa a relação entre massa e volume do solo, é inversamente proporcional a permeabilidade e a porosidade. A compactação do solo pode aumentar a densidade do solo diminuindo a porosidade e aumentando o risco de erosão.

Segundo Salomão (1999), um outro aspecto importante a ser evidenciado é a **espessura**. Isto ocorre devido aos solos rasos permitirem rápida saturação dos horizontes superiores favorecendo o escoamento superficial. Ainda segundo o autor uma outra característica influenciada pela espessura do solo, trata-

se da variação de teores de argila e areia ao longo dos horizontes. No caso de um tipo de solo com horizonte B de altos teores de argila e horizonte A com altos teores de areia. Podemos observar uma certa barreira à infiltração formada pela argila no horizonte B, intensificando o escoamento superficial e facilitando a remoção da camada superficial que por ser arenosa apresenta maior facilidade de ser erodida.

2.2.1.3 Topografia do terreno

A declividade e o comprimento da vertente exercem grande influência sobre a erosão. A quantidade e o tamanho do material transportado pela água dependem da velocidade do escoamento da água que é resultante do grau de declividade e do comprimento da vertente.

Quanto maior o grau de declive, maior a velocidade que a água que escoar pela superfície pode atingir. A quantidade e o tamanho do material transportado variam em função da velocidade de escoamento da água. Quanto maior a velocidade maior a quantidade e o tamanho do material transportado.

Bertoni (apud BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990) determinou o efeito da declividade sobre as perdas de solo expresso pela equação:

$$T = 0,145 D^{1,18}$$

Onde:

- T = perda de solo (Kg / ha);
- 0,145 = constante de variação;
- D = grau de declividade (%);
- 1.18 = expoente.

O comprimento da vertente é tão importante quanto à declividade no aspecto da influência no processo erosivo. A medida que a distância percorrida pela água ao longo da vertente aumenta, o volume e a velocidade do escoamento aumentam proporcionalmente, ampliando os efeitos na remoção do solo.

Bertoni (apud BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990) apresenta o efeito do comprimento da vertente nas perdas de solo por meio da seguinte equação:

$$T = 0,166 C^{1,63}$$

Onde:

- T = perda de solo (Kg / ha);
 0,166 = constante de variação;
 C = comprimento da vertente (metros);
 1,63 = expoente.

A Tabela 3 apresenta as perdas de solo em função de diferentes comprimentos de vertentes.

Tabela 3: Efeito do comprimento da vertente nas perdas de solo por erosão

Comprimento da vertente (m)	média (ton/ha)	1°s 25m (ton/ha)	2°s 25m (ton/ha)	3°s 25m (ton/ha)	4°s 25m (ton/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: adaptado de Bertoni e Lombardi Neto (1990)

2.2.1.4 A cobertura Vegetal

Uma das variáveis mais importantes no estudo dos processos erosivos é a cobertura vegetal do solo. Ela se caracteriza pela vegetação natural ou introduzida pelo homem que ocupa uma área da superfície terrestre. A partir da remoção da vegetação natural para o cultivo agrícola ou simplesmente para extração de madeira, é desencadeado o processo da erosão acelerada que degrada o solo removendo a camada fértil e tornando-o impróprio para o cultivo. Guerra (1999), afirma que o processo erosivo tende a se acelerar à medida que áreas são desmatadas para exploração de madeira e/ou produção agrícola, uma vez que os solos ficam desprotegidos da cobertura vegetal e conseqüentemente, as chuvas incidem diretamente sobre a superfície do terreno.

Para Bertoni e Lombardi Neto (1990), a cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão. O efeito da vegetação pode ser enumerado:

- 1) proteção direta contra o impacto das gotas de chuva;
- 2) dispersão da água interceptando-a e evaporando-a antes que

- atinga o solo;
- 3) decomposição das raízes das plantas que formando canalículos no solo aumentam a infiltração da água;
 - 4) melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica aumentando a capacidade de retenção da água;
 - 5) diminuição da velocidade de escoamento da enxurrada pelo aumento do atrito na superfície.

Um outro aspecto a ser observado é quanto às características da cobertura vegetal assentada sobre o terreno podemos observar nos gráficos abaixo que a quantidade de solo (Figura 3 A) e a quantidade de água (Figura 3 B) perdida por meio da erosão é desigual nos diferentes tipos de cobertura vegetal.

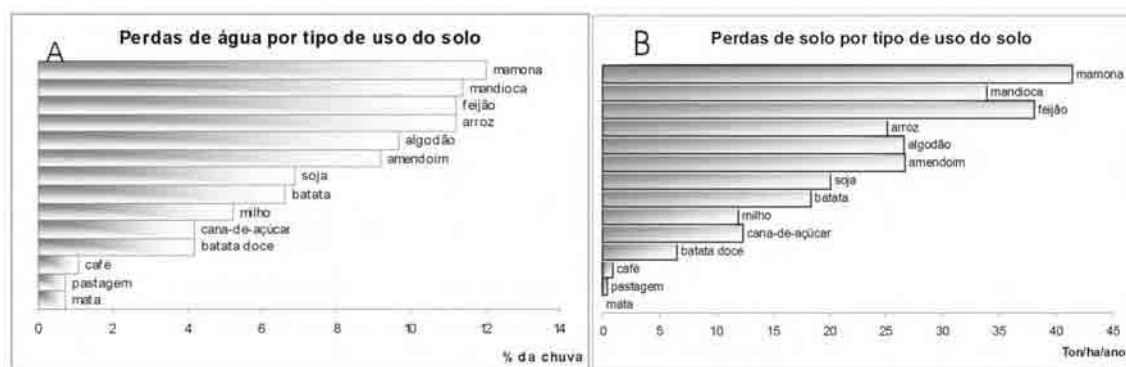


Figura 3: Perdas de solo(ton) e água (% da chuva) por tipos de uso do solo. Fonte: Adaptado de Bertoni e Lombardi (1990)

Devemos ressaltar a grande diferença entre os valores de perda de solo entre vegetação nativa (mata) e os tipos de cultivo introduzidos pelo homem. A cobertura da mata apresenta perdas de solo da ordem de apenas 1% das perdas ocorridas na pastagem, que representa o tipo de uso que oferece o maior grau de proteção em relação às perdas de solo. Com relação às perdas de água da chuva, devido ao escoamento rápido que diminui a infiltração e reduz a disponibilidade de água, temos que os tipos de cultivo: mamona, mandioca, feijão, arroz, algodão e amendoim apresentam altos índices de perda água, enquanto as áreas ocupadas por mata apresentam perdas de água da mesma ordem das pastagens.

2.2.2 Avaliação dos processos erosivos

A erosão natural é um processo que ocorre em equilíbrio sobre toda a superfície terrestre. Nas regiões tropicais onde os índices pluviométricos são bastante elevados, a água em estado líquido se constitui no mais importante agente do processo erosivo. Inicia-se através de processos químicos e físicos que atuam nas rochas dissolvendo minerais, rompendo estruturas e desagregando a rocha. Este processo é muito importante para o ambiente pois é o responsável pela formação dos solos. Os solos também são erodidos em um ambiente estável, porém em pequenas proporções, sendo notado o processo apenas em escala geológica de tempo. Tricart (1968), afirma que a água ao atingir a superfície do solo segue três destinos diferentes:

a) Uma fração escoando sendo um fator positivo para a morfogênese e negativo para a pedogênese devido a atuação mecânica que exerce sobre o solo formando ravinas que laceram o solo tornando-o descontínuo. Esta descontinuidade promove ao longo do tempo o surgimento de novas formas de relevo esculpidas pela água e pela erosão;

b) A segunda porção é reutilizada pelas raízes das plantas antes de desaparecer em profundidade e retorna a superfície através da transpiração das plantas, promovendo a incorporação desta água ao solo sob a forma de detritos vegetais;

c) A terceira parte é infiltrada porém escapa a evapotranspiração e continua seu caminho subterrâneo atuando como um agente de lixiviação atuando na formação do horizonte B dos solos e uma outra parte chega a rocha de origem atingindo o lençol freático, promovendo alterações químicas nesta rocha atuando na formação dos solos e promovendo a ocorrência de deslizamentos ao longo de vertentes. Que são importantes eventos modeladores do relevo.

Com relação aos processos erosivos acelerados existem diversos modelos propostos para realização dessa avaliação.

2.2.2.1 Modelos para avaliação de processos erosivos

A quantificação das perdas de solo através do processo erosivo acelerado, é importante para se estimar a quantidade de sedimentos retirados de uma vertente e capaz de assorear um reservatório, além de indicar a maior ou menor remoção da camada fértil do solo.

A implementação deste tipo de estudo pode ser feita a partir da Equação Universal das Perdas de Solo (EUPS) (WISCHIMEIER e SMITH, 1978) a qual possibilita o cálculo dos valores de perda de solo por unidade de área. É expressa pela relação:

$$A = RKLSCP,$$

Onde:

A = Índice que representa a perda de solo por unidade de área;

R = Índice de erosividade; (chuva)

K = Índice de erodibilidade; (solos)

L = Índice relativo ao comprimento da encosta;

S = Índice relativo à declividade da encosta;

C = Índice relativo ao fator de uso e manejo do solo;

P = Índice relativo à prática conservacionista adotada.

Os fatores listados acima são caracterizados da seguinte forma:

- Erosividade (R)

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1990), a erosividade da chuva pode ser entendida como um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em uma determinada localidade, de causar erosão em uma área sem a proteção da cobertura vegetal.

Segundo Wischmeier e Smith (1978), a erosividade deve quantificar, tanto o impacto das gotas da chuva sobre o solo quanto informar a quantidade da taxa provável de enxurrada associada à chuva. A média total anual da pluviosidade de uma determinada localidade pode ser considerada o índice de erosividade desse local.

Para o cálculo da erosividade Lombardi Neto e Moldenhauer (apud

OLIVEIRA, 2000) propõem a seguinte relação:

$R =$ Soma dos valores de do índice de erosão mensal.

sendo

$$EI = 67,355 (r^2/p)^{0,85}$$

onde

$Ei =$ média mensal do índice de erosão (MJ . mm/ha.L)

$r =$ precipitação média (mm)

$P =$ precipitação média anual (mm).

- Erodibilidade (K)

Para Wischmeier e Smith (1978), a erodibilidade do solo pode ser considerada como a diferença de suscetibilidade à erosão apresentada por alguns solos em relação a outros, quando sujeitos as mesmas condições de chuva, declive, cobertura vegetal, e manejo do uso.

Bertoni e Lombardi Neto (1990), afirmam que as propriedades do solo que influenciam na erodibilidade são a velocidade de infiltração (permeabilidade e capacidade de armazenamento de água) e a resistência às forças de dispersão (salpicamento, abrasão e transporte pelo escoamento). O valor da erodibilidade é expresso em perda de solo (A) por unidade de erosão da chuva (EI).

- Fator topográfico (LS)

Valeriano (1999), descreve o fator topográfico como o valor calculado pela combinação das variáveis, comprimento de rampa (L) e declividade (S). Trata-se da quantidade real de perda de solo numa condição padrão (S =9% e L =25m)

Bertoni e Lombardi Neto (1990), em pesquisa sob as condições do estado de São Paulo, obtiveram para o calculo simultâneo de L e S a seguinte expressão:

$$LS = 0,00984 S^{1,18} L^{0,63}.$$

- Uso e manejo do solo (C)

A erosão de uma área que não apresente cobertura vegetal pode ser estimada a partir do produto $RKLS$ da EUPS, porém se a área for cultivada, a presença da cobertura vegetal reduzirá as perdas de solo. A influência da cobertura vegetal na EUPS é expressa pelo fator C , ou fator de uso e manejo do solo, o qual pode ser entendido, como a relação entre as perdas de solo em uma área cultivada em condições específicas e as perdas correspondentes ocorridas em uma área mantida continuamente descoberta.

Uma área pode ser cultivada com uma mesma cultura ao longo do ano ou em processo de rotação com outras culturas, os restos do cultivo podem ser removidos, deixados na superfície ou incorporados ao solo e a preparação do solo pode deixar a superfície irregular ou lisa. Todas essas variáveis influenciarão no processo erosivo. Desta forma, os efeitos do uso e manejo devem ser avaliados em conjunto, principalmente, devido a grande interação que ocorre entre as variáveis citadas. Diferentes combinações entre essas variáveis, provavelmente apresentem diferentes efeitos nas perdas de solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990)

Para fins práticos de medição do fator C , o ano agrícola é dividido em diferentes períodos:

- a) período D – preparo do solo: do preparo até o plantio;
- b) período 1 – plantio: do plantio até um mês após;
- c) período 2 – estabelecimento: do fim do período 1 até dois meses após o plantio;
- d) período 3 – crescimento e maturação: de dois meses após o plantio até a colheita;
- e) período 4 – resíduo: da colheita até a preparação do solo.

O fator C é portanto produto de integração das diferentes variáveis atuantes nos diferentes períodos do ano, para as culturas perenes o cálculo é feito levando-se em consideração as datas de plantio e os períodos de colheita bem como o manejo dos restos do cultivo, estabelecendo uma média entre os anos do período do plantio até o novo preparo do solo. Gracia (2001), calculou para a região de Arealva-SP, valores médios de fator C de diferentes tipos de cobertura vegetal, que podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores de fator C estimados para a região de Arealva- SP

Tipos de cobertura	Valores médios de fator C
Cana de açúcar	0,1063
Pastagem	0,0100
Pasto sujo	0,0050
Culturas anuais (algodão, milho, feijão, etc)	0,1768
Culturas perenes (banana, café, laranja)	0,0653
Mata	0,0004
Reflorestamento	0,0147

Fonte : Adaptado de Gracia (2001)

Neste tipo de avaliação a precisão do resultado está diretamente relacionada ao tamanho das parcelas (unidades de área), ou seja quanto menor a parcela, maior a precisão.

Para uma análise qualitativa do processo erosivo, Salomão (1999), descreve metodologia fundamentada na EUPS. Esta metodologia baseia-se na elaboração de um mapa de suscetibilidade à erosão laminar que associado ao mapa de uso e ocupação solo, gera um mapa de potencial à erosão laminar. Para uma melhor compreensão do processo de elaboração do mapa de potencial erosivo, apresentamos um fluxograma (Figura4) :

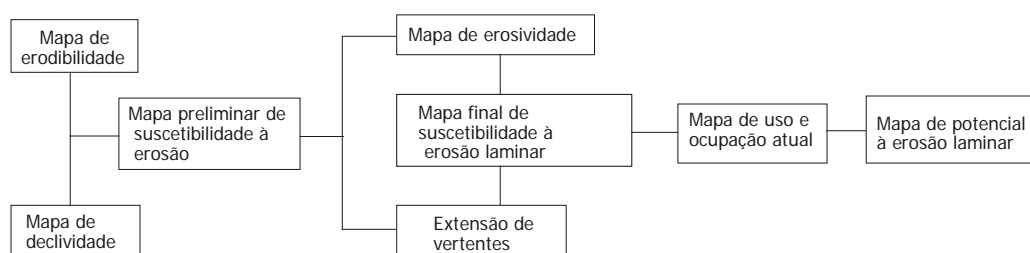


Figura 4: Roteiro para elaboração de Mapa de potencial à erosão laminar (adaptado de Salomão, 1999 p. 237 e 241).

Pinto (1991), desenvolveu uma abordagem metodológica utilizando técnicas de sensoriamento remoto e integração de dados para estudar processos erosivos no município de Casa Branca – SP. Utilizou imagens do Satélite LANDSAT-TM além de imagens SPOT para identificação de feições erosivas e para obtenção de um mapa de uso da terra. Este mapa foi integrado com outros (erosividade, erodibilidade, declividade e comprimento de vertentes) que foram integrados com

base no modelo da EUPS por meio de um sistema de informação geográfica (SGI-INPE). A partir dessas informações o autor elaborou um mapa de índice de criticidade de perdas relativas por erosão, que foi comparado ao mapa de feições erosivas obtido através das imagens de satélite. Verificou a adequação da metodologia ao estudo de processos erosivos.

Donzelli et al. (1992), utilizaram técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, para mapear a cobertura vegetal, por meio de levantamento do uso do solo, realizar a integração dos dados do meio físico e oferecer subsídios à proposta de um planejamento de uso e manejo em bacias hidrográficas. na bacia do córrego São Joaquim.

Molnár e Julien (1998), realizaram estudo baseado na EUPS em duas bacias experimentais na região do Mississipi (EUA). A pesquisa foi desenvolvida em ambiente SIG utilizando o SIG GRASS. Avaliaram que o tamanho das células, a serem utilizadas na implementação do modelo da EUPS, pode ser definido, principalmente, com base no gradiente de declividade, pois à medida que se aumenta o tamanho das células, os valores de declividade e comprimento de rampa diminuem. Os autores propuseram um fator de correção para a equação para o caso utilização de um tamanho grande de células.

Burin (1999), realizou uma análise multitemporal com base no modelo da EUPS, utilizando fotografias aéreas do anos de 1972 e uma imagem de satélite do ano de 1997, gerando um mapa de potencial natural à erosão na bacia hidrográfica do Ribeirão Preto - SP, utilizando o SIG IDRISI. Os resultados demonstraram crescimento do cultivo de cana de açúcar que incorporou áreas anteriormente ocupadas por vegetação natural. Os valores de perda do solo obtidos pelo cálculo da EUPS foram relativamente baixos, fato este explicado pela boa qualidade dos solos e aplicação de técnicas de cultivo adequadas.

Cox e Madramootoo (1998), pesquisaram o uso de sistema de informação geográfica (IDRISI), para o gerenciamento e o planejamento de bacias hidrográficas. Aplicaram o método baseado na EUPSR, em duas bacias na Ilha Santa

Lúcia no Mar do Caribe sendo que estas duas apresentam características bem distintas em relação à topografia, solos, cobertura vegetal e pluviosidade. Identificaram que uma das bacias apresenta um potencial a erosão aproximadamente quatro vezes maior que a outra.

Millward e Mersey (1999), utilizaram o modelo da Equação Universal das Perdas de Solo Revisada (EUPSR) aplicada a um SIG, para gerar um mapa de potencial à erosão para o planejamento da conservação do solo de uma sub-bacia hidrográfica do rio Ayuquila, México. Utilizaram imagens do LANDSAT 5 -TM para obter mapas de uso do solo em dois períodos, um seco e outro úmido. Concluíram que a utilização de um SIG para aplicação do modelo da EUPSR foi bastante satisfatória e mostrou significantes alterações nos resultados na avaliação em período seco e úmido.

Martínez-Casasnovas e Sanches-Bosch (2000), estudaram a erosão dos solos em uma região vinícola no NE da Espanha. Utilizaram o método da EUPSR implementado em um SIG e fizeram uma avaliação multitemporal baseada em fotografias aéreas dos anos de 1959 e 1992, e modelos digitais de terreno obtidos a partir de cartas topográficas. Os resultados mostraram um balanço negativo dos resultados do potencial de erosão, ou autores associam este aumento a mudança da agricultura tradicional com práticas conservacionistas adequadas, para agricultura moderna com implementação da mecanização agrícola, este fato segundo os autores, pode levar impossibilidade da prática da viticultura e degradação do solo a médio ou longo prazo.

Oliveira (2000), analisou a dinâmica do uso das terras na bacia hidrográfica do Ribeirão São João no município de Tabatinga - SP. Utilizou técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e o modelo da EUPS. Avaliou a também o potencial natural de erosão e indicou o uso permissível da terra, analisou ainda a adequação do uso da terra para os anos de 1962, 1972 e 1996, observou que de 1962 a 1996 ocorreu intensificação da atividade agrícola aumentando o risco de erosão da área.

Ribeiro (2000), efetuou pesquisa sobre degradação de solos na bacia hidrográfica do Ribeirão Araquá - SP, utilizando o SIG SPRING do INPE, utilizando o modelo da EUPS, observou que a aplicação do modelo da EUPS em ambiente SPRING, mostrou-se eficiente.

A utilização dos modelos de potencial erosivo, baseados na Equação Universal das Perdas de Solo em conjunto com Sistemas de Informação Geográfica é intensa, fato que parece indicar que os resultados obtidos são bastante precisos e conclusivos. Acreditamos ainda que a constante revisão e reavaliação destes modelos, proporcionam a constante renovação de suas bases conceituais.

2.2.3 Avaliação da capacidade de uso das terras

Uma relação de equilíbrio ambiental só pode ocorrer quando se faz o uso adequado do solo, para isto uma das formas de avaliação da adequação do uso pode ser a utilização de levantamentos de capacidade de uso do solo.

Lepsch et al. (1991), afirmam que o uso adequado das terras é o primeiro passo em direção a uma exploração agrícola correta da terra. O conceito terra deve ser entendido como um seguimento da superfície terrestre definido no espaço e reconhecido em função de características e propriedades compreendidas pelos atributos da biosfera tais como: atmosfera, solo, substrato geológico, hidrologia e ação antrópica.

A utilização das terras para a agricultura deve portanto ser encarada em seus fatores limitantes principalmente no aspecto da adequação de determinada porção do espaço geográfico a utilização agrícola. A Figura 5 apresenta a variação da intensidade da utilização do solo sem risco de erosão, em função das classes de capacidade de uso.

SENTIDO DAS APTIDÕES E DAS LIMITAÇÕES	CLASSES DE CAPACIDADE DE USO	SENTIDO DO AUMENTO DA INTENSIDADE DE USO →								
		VIDA SILVESTRE E RECREAÇÃO	SILVICULTURA			CULTIVO OCASIONAL OU LIMITADO	CULTIVO INTENSIVO			
			PASTOREIO				PROBLEMA DE CONSERVAÇÃO			
			LIMITADO	MODERADO	INTENSIVO		COMPLEXO	SIMPLES	NÃO APARENTE	
↓ AUMENTO DAS LIMITAÇÕES E DOS RISCOS DE USO ↑	↑ AUMENTO DA ADAPTABILIDADE E DA LIBERDADE DE ESCOLHA DE USO	I								
		II								
		III								
		IV								
		V								
		VI								
		VII								
		VIII								

SUB-UTILIZAÇÃO DA TERRA (diagonal descendente de I a VI)
 MÁXIMA UTILIZAÇÃO RACIONAL DA TERRA (diagonal horizontal de V a VI)
 SOBRE-UTILIZAÇÃO DA TERRA (diagonal ascendente de VI a VIII)

Figura 5: Resumo da variação do tipo e da intensidade máxima de utilização da terra sem risco de erosão acelerada em função das classes de capacidade de uso. Fonte: Lepsch et al. (1991).

A Figura 5 demonstra que a classificação da capacidade de uso das terras é dependente dos fatores limitantes, se as limitações de uma área são grandes, ocorre uma diminuição da liberdade e adaptabilidade de escolha do uso. Podemos ter então a sub-utilização, quando os fatores limitantes são restritos e o uso é dedicado à silvicultura, pastagem etc. Podemos também verificar a máxima utilização quando as áreas estão nos limites, entre a capacidade de uso e a escolha do uso. E ainda podemos observar que ocorre a sobre-utilização quando a área apresenta uso intenso sendo a classe de capacidade restrita.

Bertoni e Lombardi Neto (1990), ponderam que a classificação da capacidade de uso do solo visa estabelecer as bases para seu melhor aproveitamento. Ainda para estes autores as terras podem ser divididas em três categorias básicas (A) cultiváveis, (B) cultiváveis em casos especiais e (C) terras que não se prestam ao cultivo agrícola.

Segundo Giboshi (1999), as classes de capacidade de uso representam um agrupamento de terras com o mesmo grau de limitação, definindo

condições de aproveitamento e riscos de degradação semelhantes. São designadas por algarismos romanos de I a VIII e quanto maior for o seu valor, maior a restrição ao uso. A classe I abrange áreas que praticamente não apresentam limitações, ao passo que a classe VIII é atribuída às áreas com risco de degradação em grau muito severo. A autora apresenta um resumo das classes de capacidade de uso que pode ser observado na Tabela 5.

Bertolini et al. (1994), afirmam ser necessária a utilização de levantamentos pedológicos detalhados para avaliação da capacidade de uso, porém este tipo de levantamento dificilmente é encontrado e por isso propõem um levantamento mais simplificado denominado "Levantamento Utilitário". A Tabela 6 apresenta um modelo para classificação da capacidade de uso do solo proposto pelos autores.

Tabela 5: Caracterização das classes de capacidade de uso da terra

	Classes de capacidade de uso
A – Terras que podem ser utilizadas para culturas anuais ou perenes, pastagens, reflorestamento e preservação ambiental	I – terras cultiváveis, aparentemente sem restrições ao uso, não necessitando de práticas especiais de conservação do solo;
	II – terras cultiváveis com ligeiras restrições ao uso necessitando de práticas especiais de conservação, de fácil execução;
	III – terras cultiváveis com severas restrições ao uso, apresentando problemas complexos de conservação;
	IV – terras cultiváveis ocasionalmente ou em extensão limitada, apresentando sérios problemas de conservação.
	V – terras sem restrição para uso com pastagens, reflorestamento ou preservação ambiental, não necessitando de práticas especiais de conservação, podem ser
B – Terras impróprias para culturas intensivas, mas adaptadas para pastagens reflorestamento e preservação ambiental	cultivadas em casos especiais.
	VI – terras com restrições moderadas ao uso, com problemas simples de conservação, cultiváveis em casos especiais de algumas culturas permanentes protetoras do solo;
	VII – terras com severas restrições ao uso adaptadas em geral somente a pastagens ou reflorestamento, com problemas complexos de conservação.
C – Terras impróprias para cultivos anuais perenes ou reflorestamento, mas apenas para preservação ambiental ou recreação	VIII – terras impróprias para cultivos anuais, perenes, pastagens ou reflorestamento, servindo apenas como abrigo e proteção da fauna e flora silvestre, como ambiente de recreação ou para fins de armazenamento de água.

Fonte: Adaptado de Giboshi (1999)

Tabela 6: Enquadramento das terras em classes de capacidade de uso

Limitação		Classes de Capacidade de Uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Fertilidade aparente	muito alta	x	x	x	x	x	x	x	x
	alta	x	x	x	x	x	x	x	x
	média		x	x	x		x	x	x
	baixa			x	x		x	x	x
	muito baixa						x	x	x
Profundidade efetiva (cm)	muito profunda	x	x	x	x	x	x	x	x
	profunda	x	x	x	x	x	x	x	x
	moderada		x	x	x	x	x	x	x
	rasa				x	x	x	x	x
	muito rasa						x	x	x
Drenagem interna	excessiva		x	x	x	x	x	x	x
	boa	x	x	x	x	x	x	x	x
	moderada		x	x	x	x	x	x	x
	pobre			x	x	x	x	x	x
	muito pobre					x	x	x	x
Pedregosidade	sem pedra	x	x	x	x	x	x	x	x
	menor que 1%		x	x	x	x	x	x	x
	1-10%			x	x	x	x	x	x
	10-30%				x	x	x	x	x
	30-50%						x	x	x
	maior que 50%							x	x
Risco de inundação	ocasional			x		x			x
	freqüente					x			x
	muito freqüente								x
Classe de declive	A 0-3%	x	x	x	x	x	x	x	x
	B 3-5%		x	x	x		x	x	x
	C 5-12%			x	x		x	x	x
	D 12-20%				x		x	x	x
	E 20-40%						x	x	x
	F >40%							x	x
Grau de erosão laminar	não aparente	x	x	x	x	x	x	x	x
	ligeira		x	x	x		x	x	x
	moderada			x	x		x	x	x
	severa						x	x	x
	muito severa							x	x
	extremamente severa								x
Sulcos superficiais	ocasionais		x	x	x		x	x	x
	freqüentes			x	x		x	x	x
	muito freqüentes				x		x	x	x
Sulcos rasos	ocasionais			x	x		x	x	x
	freqüentes				x		x	x	x
	muito freqüentes						x	x	x
Sulcos profundos	ocasionais				x		x	x	x
	freqüentes						x	x	x
	muito freqüentes							x	x
Voçoroca								x	

Fonte: Bertolini et al. (1994)

2.3 As Bacias Hidrográficas como Unidades Básicas para o planejamento Ambiental

A bacia hidrográfica pode ser compreendida como uma porção da superfície terrestre na qual ocorre o escoamento da água que não se infiltra no solo e converge para um único ponto em comum e ainda pelas águas que afloram do subsolo e escoam por seus canais de drenagem, ela é composta por uma rede de drenagem, divisores de água, superfícies vertentes e cabeceiras.

Guerra (1978), entende a bacia hidrográfica como um conjunto de terras drenadas por um rio principal e seus afluentes. E afirma que o termo deve conter o conceito de dinamismo que implica na consideração de que ocorrem constantes modificações nos divisores e nos canais de escoamento proporcionadas principalmente, pelos agentes erosivos.

Podemos ainda entender a bacia hidrográfica como um sistema com entrada e saída, onde o volume de água precipitado é a entrada, a saída é o volume de água que escoam pela foz do rio principal e as perdas a evaporação e a infiltração profunda. Silveira (2000), afirmam que a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto, seu exutório.

De acordo com Ferreira (1995), a bacia hidrográfica pode ser considerada como um sistema aberto que recebe continuamente suprimento energético através do clima e das forças endogenéticas, e perde energia através da água e dos sedimentos fluviais. O transporte da água e dos sedimentos ocorre na superfície e sub-superfície das vertentes e canais fluviais, sendo que as perdas ocorrem devido a evapotranspiração, vazão fluvial e à carga de sedimentos.

Conforme Botelho (1999), entende-se como bacia hidrográfica ou bacia de drenagem, a área da superfície terrestre drenada por um rio principal e seus tributários, sendo limitada pelos divisores de água.

No Brasil, observa-se através da legislação vigente que existem esforços no sentido da adoção da bacia hidrográfica como unidade de estudo, como forma de reordenar a utilização, organização espacial e administração dos recursos

naturais. Neste sentido o conselho nacional do meio ambiente - CONAMA, Através da resolução 001/86 estabelece a bacia hidrográfica como unidade básica para estudos de impacto ambiental.

Fundamentado nessas afirmações se pode entender a bacia hidrográfica como uma unidade básica e natural para o desenvolvimento de estudos ambientais. Estes estudos, podem ser estruturados em diversas escalas, adequando-se a unidade básica, bacia hidrográfica a escala do trabalho.

Almeida e Tertuliano (2000), afirmam que em diagnósticos ambientais é muito importante uma visão sistêmica sendo um sistema um conjunto de unidades com relações entre si. Neste contexto a estrutura da rede de drenagem e as formas de relevo de uma bacia hidrográfica, são resultados da interação entre as condições climáticas litológicas, biogeográficas, entre outras. Esta estrutura se encontra em equilíbrio e somente será modificada se houverem alterações nas variáveis condicionantes.

Ferreira (1991), empregou uma proposta metodológica baseada em parâmetros morfométricos, permeabilidade e cobertura vegetal para verificação de regiões hidrológicas homogêneas na bacia do Ribeirão do Feijão no município de São Carlos - SP. Por meio de análise de agrupamento observou que as regiões hidrológicas analisadas apresentaram características geológicas, geomorfológicas e pedológicas homogêneas.

Beltrame (1994), aplicou metodologia proposta pelo Centro Interamericano de Desenvolvimento de Águas e Terras (CIDIAT) em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (MARNR) da Venezuela na bacia hidrográfica do Rio do Cedro situada no município de Brusque-SC. A metodologia apresentada é baseada na avaliação da proteção ou degradação das bacias hidrográficas a partir das variáveis, vegetação, clima, características geológicas e pedológicas além da morfometria do relevo. Verificou que a metodologia apresentada pode ser utilizada em pequenas bacias hidrográficas apresentando resultados bastante satisfatórios.

Guimarães (1998), utilizou abordagem ambiental fundamentada em pressupostos da teoria do desenvolvimento sustentável e utilizando como unidade

fundamental de estudo as bacias hidrográficas dos rios Negro e Taboco -MS. Utilizou os parâmetros declividade e uso atual da terra para avaliar a potencialidade ambiental da região e comparou os resultados com as recomendações de uso da terra definidas pela política de desenvolvimento regional para a região. Verificou que as recomendações de uso e ocupação da terra parecem estar de acordo com o planejamento global para ao estado porém estes devem ser revistos em se tratando de programas atrelados à uma política de desenvolvimento sustentável.

Santos (2000), realizou um estudo para verificação dos impactos do uso e ocupação do solo incluindo a caracterização ambiental das cabeceiras do rio Aquidauana - MS. Utilizou imagens de satélite e parâmetros como, topografia, uso do solo, hidrografia entre outras dentro do contexto da bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento ambiental. Verificou que o planejamento do uso e ocupação do solo é fundamental no sentido de minimizar os impactos da atuação humana sobre os recursos hídricos.

2.4 Os Sistemas de Informação Geográfica

A utilização do termo GIS (Geographic Information Systems) surgiu na década de sessenta, no Canadá e Estados Unidos. Esses sistemas foram desenvolvidos, com o intuito de solucionar problemas relativos a: informações que podiam ser mapeadas, dificuldades de gerenciamento de grandes quantidades de informações e representação destas informações em mapas por métodos analógicos, o que dificultava muito a associação entre as informações espacializadas.

Podemos definir os SIG como um sistema de tratamento da informação geográfica em ambiente computacional, que contém as mais variadas bases teóricas de diversos ramos da ciência, agrupadas em uma metodologia específica para o tratamento de informações que possuem características de variabilidade espacial.

Para Goodchild (1993), os SIG podem ser entendidos como uma proposta tecnológica para manuseio de dados geográficos na forma digital, e que

devem satisfazer as seguintes necessidades específicas:

- A capacidade de processar informações provenientes de grandes arquivos e disponibilizar estas para análise incluindo operações de reestruturação, mudança de projeção, ajuste e generalização.
- Oferecer suporte para os mais diversos tipos de análise, calibração de modelos, planejamento e predição.
- Pós-processamento de resultados, incluindo operações de reorganização, tabulação, produção de relatórios e mapas.

Os sistemas de informação geográfica se apresentam como um conjunto de funções de amplas aplicações espaciais, voltadas para a integração de dados, que agrupam idéias das mais diferentes áreas, tais como agricultura, botânica, computação, economia, fotogrametria, cartografia e principalmente geografia (FERREIRA, 1995).

Câmara e Medeiros (1998), definem SIG como sistemas que efetuam tratamento computacional de dados geográficos, um SIG armazena a geometria e os atributos dos dados que estão ajustados a uma projeção geográfica qualquer. Com base nestes autores temos a estrutura geral de um SIG que pode ser observada na Figura 6.

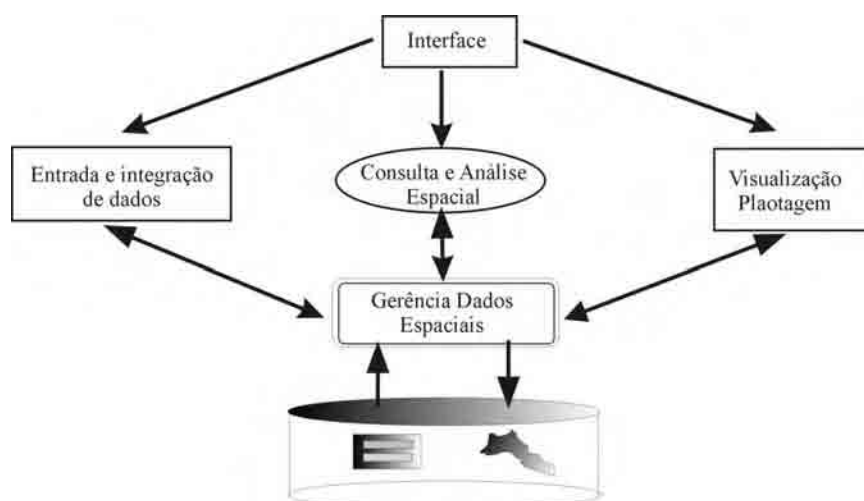


Figura 6: Arquitetura dos Sistemas de Informação Geográfica.
Fonte: adaptado de Câmara e Medeiros (1998).

Portanto, podem ser identificados em um SIG os seguintes componentes:

- Interface com o usuário;
- Entrada e integração de dados;
- Consulta, análise espacial e processamento de imagens;
- Visualização e plotagem;
- Armazenamento e recuperação de dados (organizados sob a forma de um banco de dados geográfico que incluem informações espaciais e alfanuméricas).

Existe uma relação hierárquica entre estes componentes, sendo a interface com o usuário o nível mais próximo, o qual estabelece o controle e a operação do sistema. Apresenta ainda em um nível intermediário os mecanismos de processamento de dados (entrada, edição, visualização, análise e saída). Internamente um SIG apresenta um sistema de gerência de banco de dados que controla o armazenamento e a recuperação dos dados espaciais e alfanuméricos armazenados.

Podemos ainda entender os SIG, do ponto de vista de sua estrutura de armazenamento e operação, podem ser observadas duas estruturas conceituais básicas: os modelos baseados em estruturas de campos e os baseados em objetos. Goodchild (1993), descreve os modelos de campos e de objetos analisando suas utilidades, vantagens e limitações:

O modelo de campos propõe a utilização de uma coleção objetos discretos para representar a variabilidade espacial de um evento.

O modelo de objetos se propõe a representar a realidade espacial sob a forma de pontos, linhas e áreas, sendo que algumas implementações não apresentam distinções entre os modelos de campos e objetos. Podemos utilizar objetos para representar modelos de campos com é o caso dos mapas de contornos que utilizam linhas para representar a variabilidade espacial.

Para Ferreira (1995), os SIG apresentam importantes ferramentas implementadas, baseadas em conceitos geográficos tornando-os uma importante opção metodológica para pesquisas de caráter espacial. Ao desenvolvimento de

procedimentos baseados nesses conceitos atribuí-se o termo análise espacial. Na Tabela 7 o autor apresenta alguns desses conceitos, e algumas questões espaciais básicas que a análise espacial se propõe a pesquisar.

Tabela 7: Exemplos de questões relacionadas à análise espacial

	Operação	Questão básica
1	Localização	O que há em...?
2	Condição	Onde está...?
3	Tendência	O que tem mudado...?
4	Rotas	Qual o melhor caminho...?
5	Padrão	Qual é o padrão...?
6	Modelagem	O que acontece se...?

Fonte: Ferreira (1995).

Os estudos ambientais são realizados com base em grandes quantidades de informações relativas às mais diversas variáveis ambientais que podem ser observadas na natureza. Estas informações podem, em sua maioria, ser apresentadas sob a forma de mapas, abalizado por isto temos que as informações ambientais podem ser implementadas em ambiente SIG facilitando muito sua análise e gerenciamento.

Podemos citar o trabalho de Madon e Sahay (1997), como exemplo da utilização de ambientes SIG para estudos ambientais. Eles desenvolveram um estudo sobre a utilização de um SIG, no planejamento ambiental e no gerenciamento de recursos naturais na Índia. Avaliaram que esta tecnologia pode ser utilizada com grande facilidade pelos órgãos responsáveis, devido a sua flexibilidade de articulação, tanto nos altos níveis administrativos quanto em níveis inferiores.

Viana de Lima (2000), desenvolveu estudo no qual avaliou a variabilidade espacial do fator erodibilidade e erosividade no contexto da EUPS, Utilizando técnicas de geoprocessamento e geoestatísticas, em uma bacia hidrográfica localizada no leste do estado da Paraíba. Observou a viabilidade do uso dessas técnicas para implementação do modelo e também observou a possibilidade da utilização da estatística multivariada em caso de inexistência de dados quantitativos ou de modelos espaciais preestabelecidos.

Gracia (2001), efetuou o planejamento agroambiental em uma bacia

hidrográfica no município de Arealva - SP. Utilizou o SIG IDRISI para analisar informações relativas ao solo topografia e uso do solo. Verificou que a maior parte da área da bacia apresenta baixa suscetibilidade a erosão e que o uso do solo apresenta-se adequado às características da área. Citamos ainda os trabalhos de Pinto (1991); Burin (1999); Cavalli (1999); Valeriano (1999); Ribeiro (2000) e Oliveira (2000), entre outros, como exemplos de estudos ambientais desenvolvidos em ambiente SIG.

3 Caracterização da Área de Estudo

A bacia do Córrego Santo Antonio está localizada entre as coordenadas: 48°26'15"; 48°33'00" W e 22°16'00"; 22°18'30" S, na porção central do estado de São Paulo. Pertence a bacia hidrográfica do Rio Jaú, afluente do Médio Tietê. Encontra-se totalmente localizada no município de Jaú (Figura 7), sendo que a quase totalidade de sua área encontra-se em área rural e apenas cerca de 58 ha. da área total encontram-se urbanizados. Possui uma amplitude altimétrica da ordem de 200m, área aproximada de 23 Km² e perímetro em torno de 27Km.

3.1 Clima

O clima da região na qual localiza-se a bacia do Córrego Santo Antonio pode ser definido, segundo a classificação climática de KÖPPEN, como sendo do tipo Cwa, mesotérmico, também conhecido como clima tropical de altitude, com verão chuvoso e inverno seco.

Para Monteiro (1973), a quantidade de chuvas e a sua distribuição no estado de São Paulo, é resultante da atuação de sistemas atmosféricos, principalmente os frontais. Desta forma, temos nas estações primavera-verão (outubro a março), um elevado aumento na pluviosidade, constituindo um período chuvoso e de abril a setembro (outono-inverno) um período seco.

Tarifa (1975), realizou um estudo sobre o clima no estado de São Paulo, com dados referentes ao período de 1941 a 1970. Nesta pesquisa, analisou a frequência das intensidades diárias das chuvas, no período primavera verão e a sua relação com o sistema atmosférico atuante. Verificou que na região de Jaú, a atuação das frentes polares é responsável por mais de 60% das ocorrências de chuvas. A distribuição da frequência da pluviosidade é assimétrica ou seja, há uma alta frequência de chuvas de pouca intensidade (10mm), frequência média de chuvas médias (10 a 30mm) e poucas ocorrências de chuvas intensas (30mm).

Com base em dados da Estação Experimental do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo localizada no município de Jaú, Palanca e Koffler (1996), constataram que a temperatura média anual da área é de 21,7°C, sendo a

média mínima mensal de 16,2°C e a média máxima de 28°C. A precipitação pluviométrica média anual apresenta índice de 1421,4mm, com período chuvoso de outubro a março e período seco de abril a setembro, no qual a precipitação média mensal não atinge 70mm. A Tabela 8 apresenta um resumo dos dados climáticos da estação experimental de Jaú, a qual está localizada em área próxima a bacia hidrográfica do Córrego Santo Antonio.

Tabela 8: Dados Climáticos da Estação Experimental de Jaú
(médias do período de 1961-1990)

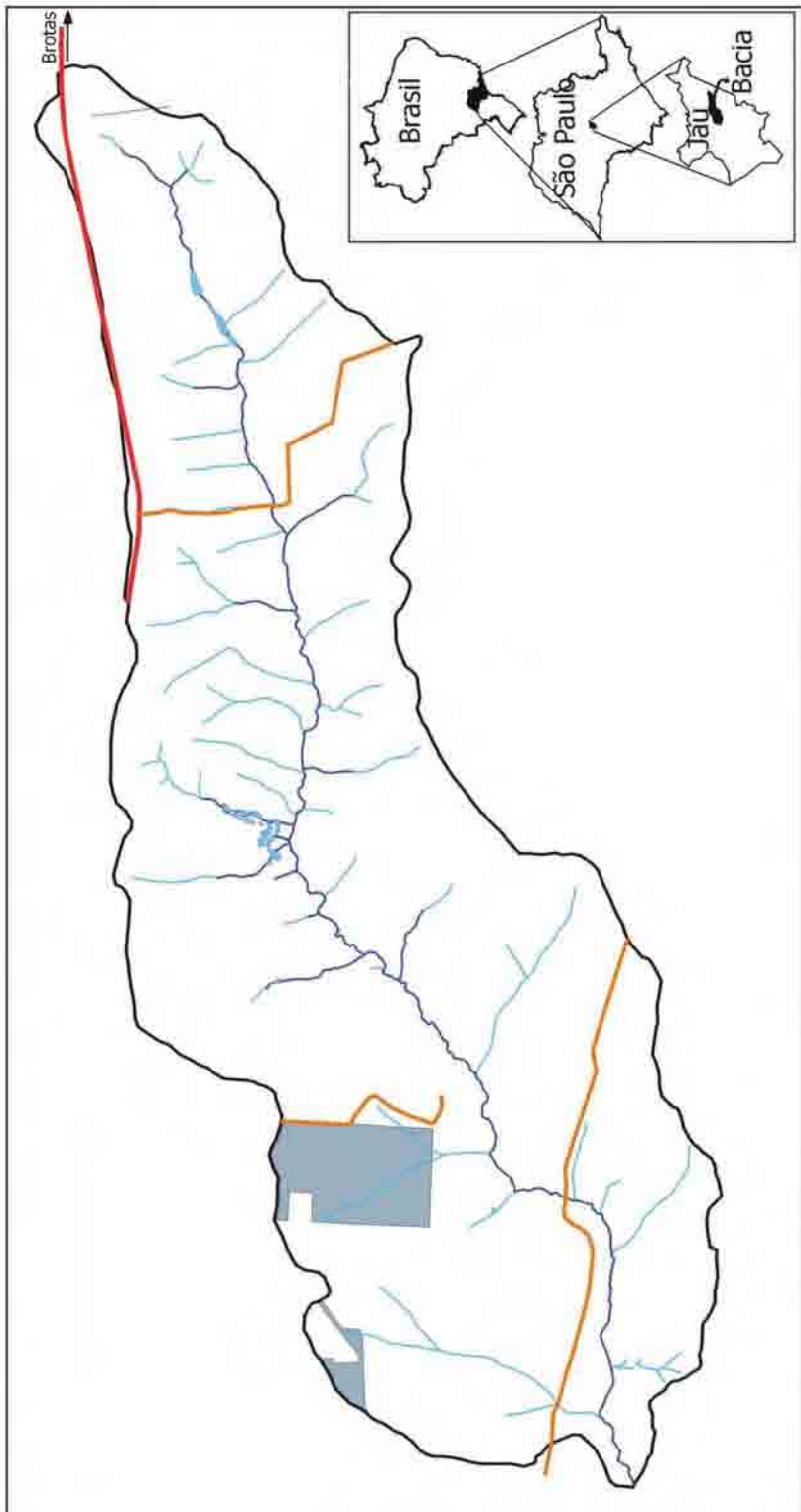
Mês	Vento		Precipitação				Umidade relativa (%)	Insolação média diária (h)
	Direção predominante	Velocidade média(m/s)	Total (mm)	Número de dias	Máxima diária	Ano de ocorrência		
Janeiro	N	3,2	230,6	16,4	89,8	1965	76,7	6,7
Fevereiro	N	2,7	204,9	15,7	82,9	1983	77,0	7,1
Março	SE	2,9	145,6	12,3	131,1	1974	75,5	7,5
Abril	SE	3,4	75,0	6,8	102,4	1974	72,9	8,2
Mai	S	3,1	63,6	6,5	81,1	1979	71,7	7,8
Junho	s	3,1	49,1	4,6	73,4	1976	69,2	7,7
Julho	S	3,6	33,5	4,1	70,9	1989	63,8	8,2
Agosto	S	4,0	30,5	3,9	48,0	1986	59,4	8,3
Setembro	SE	4,7	67,7	7,4	68,7	1976	62,5	7,3
Outubro	SE	4,5	123,8	10,2	95,4	1972	67,2	7,4
Novembro	SE	4,1	149,3	11,6	169,5	1985	68,9	7,8
Dezembro	N	3,8	247,7	16,9	145,2	1962	75,2	6,4
Anual	SE/S	3,6	1421,4	116,5	169,5	1985	70,0	7,5

Fonte: Palanca e Koffler (1996), dados da estação experimental do Instituto Agrônomo do estado de São Paulo, localizado a 22°17'S; 48°34'W, altitude 580m.

A distribuição das chuvas médias mensais na região, pode ser observada no pluviograma apresentado na Figura 8.

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO : Localização

22°15'50" 48°32'27"



22°18'52" 48°26'15"

Organizado por: José Carlos Toledo Veniziani Jr.
 Pós Graduação em Geografia UNESP (Rio Claro)
 Apoio CAPES.



250m 0 500 1000m
 Escala:

Fonte: Folhas Topográficas I.G.C. (USP):
 SF22-Z-B-II-4-NE-B
 SF22-Z-B-II-4-NE-D
 SF22-Z-B-III-3-NO-A
 SF22-Z-B-III-3-NO-C

- Rede de drenagem
- Estradas sem pavimentação
- Estradas pavimentadas
- Divisor de águas
- Área Urbana

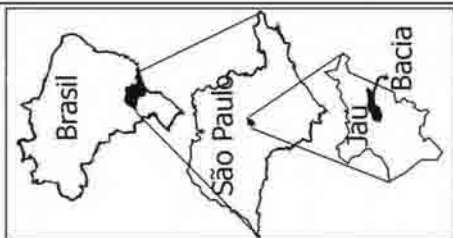


Figura 7: BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO : Localização

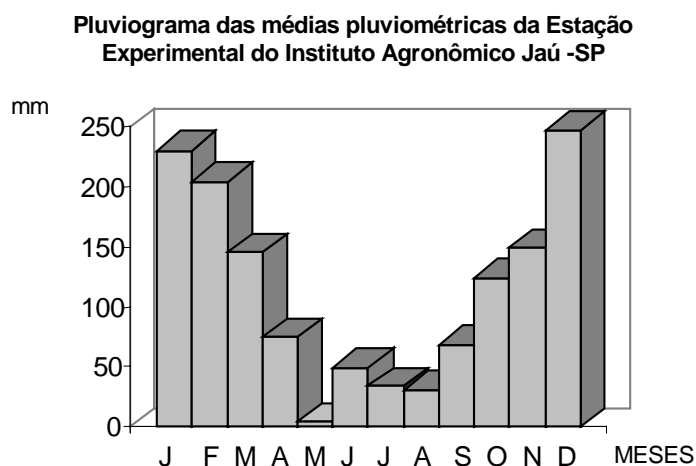


Figura 8: Pluviograma das médias pluviométricas da Estação Experimental do IAC de Jaú.

Fonte: Adaptado de Palanca e Koffler (1996).

3.2 Geologia

A área de estudo localiza-se na Bacia Sedimentar do Paraná sobre os derrames basálticos da Formação Serra Geral do Grupo São Bento, de idade Triássico-Cretáceo, com espessura de várias dezenas de metros e coloração cinza e negra, textura afanítica e intercalações de arenitos intertrapeanos, finos a médios de estratificação cruzada tangencial e esparsos níveis vitróficos não individualizados (ALMEIDA et al., 1981).

Os mesmos autores afirmam que o grupo Bauru teve sua origem após o final dos derrames basálticos da Formação Serra Geral, quando começou a ocorrer um soerguimento epirogênico em toda a Plataforma sul-americana em território brasileiro. A porção norte da bacia do Paraná, entretanto comportou-se como área negativa em relação aos soerguimentos marginais e à zona central da bacia, iniciando uma fase de embaciamentos localizados. Nessa área deprimida acumularam-se os sedimentos do grupo Bauru, no Cretáceo superior. A Formação Itaqueri uma das subdivisões do grupo Bauru ocorre em mancha irregular no reverso da cuesta na serra de Itaqueri, apresenta predomínio de arenitos de textura fina passando por siltitos até arenitos grosseiros, essas coberturas afloram geralmente

nos interflúvios.

Na bacia do Córrego Santo Antonio observa-se a ocorrência da Formação Itaqueri nos interflúvios situados a montante da bacia, partindo do médio curso, dessa formação provavelmente, se originam os tipos de solo: Latossolo Vermelho Escuro, Latossolo Vermelho Amarelo e Podzólico Vermelho Amarelo. Nas demais áreas, correspondentes à Formação Serra Geral, podemos verificar a ocorrência do Latossolo Roxo e da Terra Roxa Estruturada, como pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9: Relação entre Unidades Geológicas e Pedológicas na Bacia do Córrego Santo Antonio:

Geologia (IPT)	Pedologia (IAC)
Grupo Bauru (formação Itaqueri)	Latossolo Vermelho Escuro unidade Dois Córregos LE1
	Latossolo Vermelho Escuro unidade Limeira LE3
	Latossolo Vermelho Amarelo unidade Coqueiro LV1
	Podzólico Vermelho Amarelo unidade Monte Cristo PV1
Grupo São Bento (formação Serra Geral)	Latossolo Roxo unidade Ribeirão Preto LRe
	Terra Roxa Estruturada unidade Estruturada TE1

Fonte: Adaptado de: Almeida et al. (1981) e Oliveira et al. (1981; 1982).

3.3 Solos

As unidades pedológicas presentes na bacia do Córrego Santo Antônio (Figura 7), apresentam as seguintes características (OLIVEIRA et al., 1981; 1982 e 1999). Nas áreas de nascentes, ocorre o Latossolo Vermelho Amarelo que foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, A moderado textura média, relevo suave ondulado (LV1). Em campo esta unidade apresenta elevada espessura, não podendo ser observado seu horizonte C e portanto de difícil identificação de seu material de origem. Também nas áreas de cabeceira do Córrego Santo Antônio, onde as declividades acentuam-se um pouco mas, em geral são sempre inferiores a 20%, aparece uma unidade identificada como um Argissolo Vermelho Amarelo ora eutrófico ora distrófico abruptos, textura arenosa/média e média/argilosa, com A moderado e relevo ondulado.

De maneira transicional aparece o Latossolo Vermelho tanto sobre os divisores mais baixos do Santo Antônio quanto na meia encosta da porção

intermediária, o qual foi identificado como Latossolo Vermelho Distróficos, textura média e argilosa com A moderado e relevo suave ondulado (LE, 1 e 3). Nas áreas de várzea, aparecem de forma restrita os Gleissolos Háplicos não sendo possível se identificar espacialmente na escala (1:50.000) utilizada por Oliveira et al. (1981). São Gleissolos Háplicos em relevo de várzea e apresentam cores acinzentadas sem desenvolvimento significativo de horizonte orgânico.

Nas áreas associadas tipicamente a derrames basálticos da Formação Serra Geral (terço inferior da bacia e nos interflúvios inferiores) aparecem três classes distintas: Latossolo Vermelho (LRe), Nitossolo (TE1) e Neossolo (Litólico).

O Latossolo Vermelho aparece tanto sobre o divisor de águas quanto nas áreas de menor declive, nas partes mais baixas da bacia. Esta unidade foi identificada como Latossolo Vermelho Eutróféricos e Distroféricos A moderado, textura argilosa, relevo plano e suave ondulado que, lateralmente, dão lugar a Nitossolos Vermelhos (Terra Roxa Estruturada), conforme a declividade aumenta. Na área estes últimos foram identificados como Nitossolos Vermelhos Eutróféricos e Distróficos relevo ondulado, A moderado, textura argilosa.

Nos locais, onde a declividade aumenta, estas unidades dão lugar a Neossolos Litólicos que não foram identificados por Oliveira et al. (1981 e 1982), mas com ocorrência restrita. Nestes locais aparece um Neossolo Litólico com A moderado, relevo forte ondulado e textura argilosa. As características granulométricas dos diferentes tipos de solo que ocorrem na área podem ser observadas na Tabela 10.

Tabela 10: Informações granulométricas dos tipos de solo que ocorrem na bacia do Córrego Santo Antonio

Unidade/ horiz	PV1		LV1		LE1		LE3		LRe		TE1		Litólico	Gleissolo	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	A	B
A e B teor (%)															
argila	15	35	15	20	14	18	41	48	59	65	52	69	26	50	50
silte	1	1	1	1	1	1	7	5	10	6	28	20	18	21	34
areia fina	46	36	43	34	42	41	32	33	11	12	13	8	38	28	15
areia grossa	38	27	42	45	43	40	20	14	7	5	7	4	18	1	1

Fonte: Oliveira e Prado (1984 e 1987).

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Tipos de solo

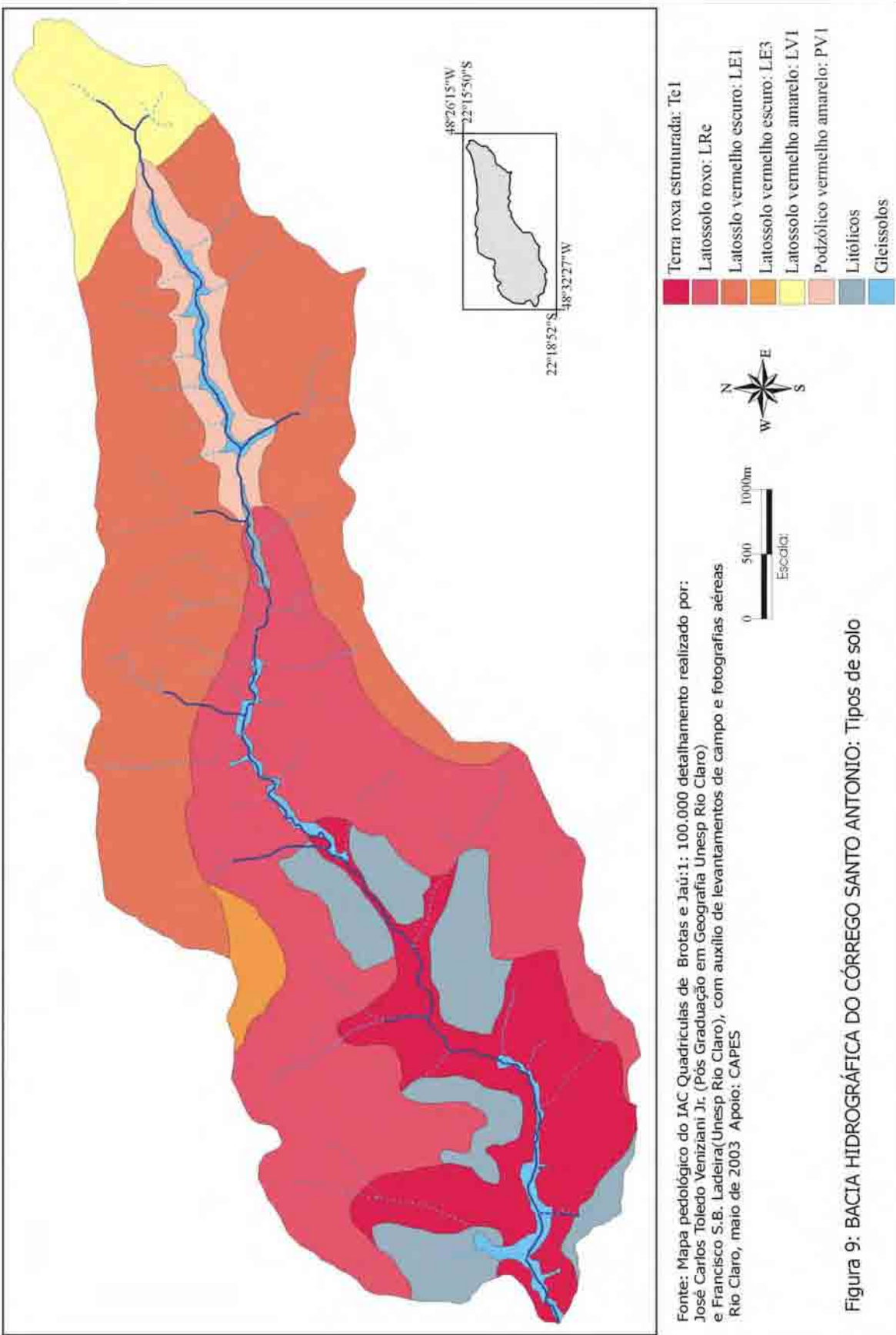


Figura 9: BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Tipos de solo

3.4 Geomorfologia

Conforme o Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (PONÇANO et al., 1981), a bacia do Córrego Santo Antonio está situada na província geomorfológica das Cuestas Basálticas. Esta província, apresenta grandes plataformas estruturais de relevo suavizado e inclinado para o interior em direção a calha do rio Paraná.

A bacia do Córrego Santo Antonio fica portanto situada no reverso da Cuesta apresentando tipo básico de relevo definido como colinas médias, predominando interflúvios com áreas de 1 a 4Km², topos aplainados, vertentes com perfis convexos e retilíneos e drenagem de média a baixa densidade, com padrão sub retangular, vales abertos a fechados, planícies aluviais interiores restrita (PONÇANO et al., 1981).

A área apresenta uma distribuição longitudinal no sentido ENE – WSW, apresentando amplitude altimétrica de aproximadamente 200m (Figura 10) a declividade média da área fica em torno de 9%.

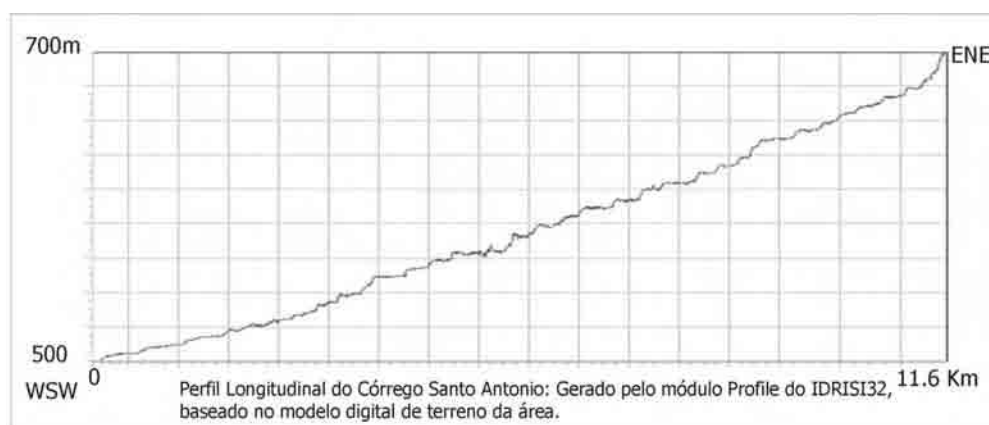
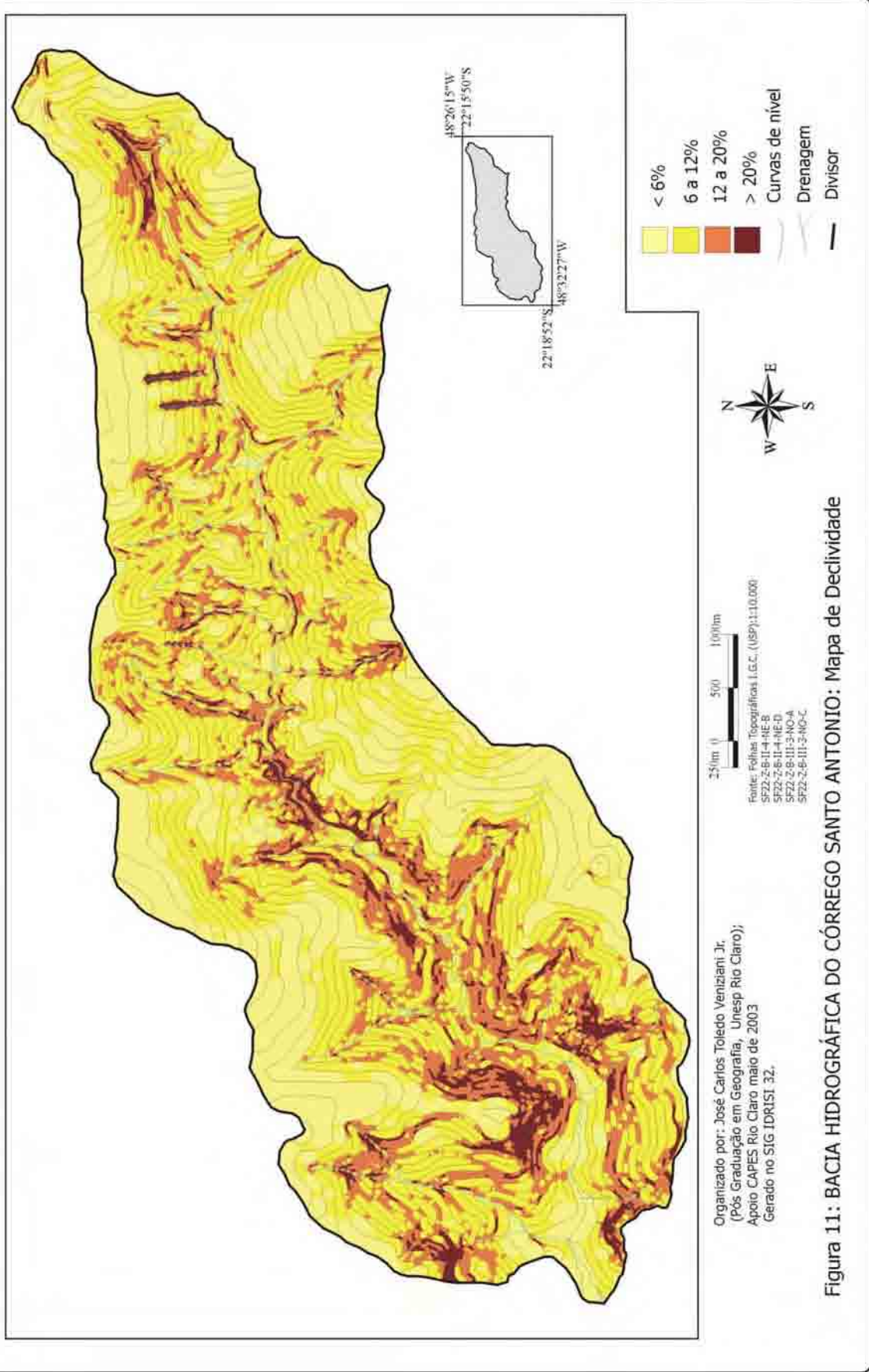


Figura 10:

Em algumas vertentes mais inclinadas situadas à jusante do médio curso do córrego, dois espigões invadem os limites da bacia atingindo áreas próximas ao canal principal de escoamento ou ainda em pequenos vales encaixados próximos a áreas de nascentes. Nestes locais, podem ser encontrados valores superiores a 20% de declividade como pode ser observado no mapa apresentado na Figura 11. Para uma melhor visualização da topografia, foi organizada uma série de perfis topográficos que podem ser visualizados na Figura 12. A disposição dos segmentos que originaram os perfis pode ser observada na Figura 13.

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Mapa de Declividade



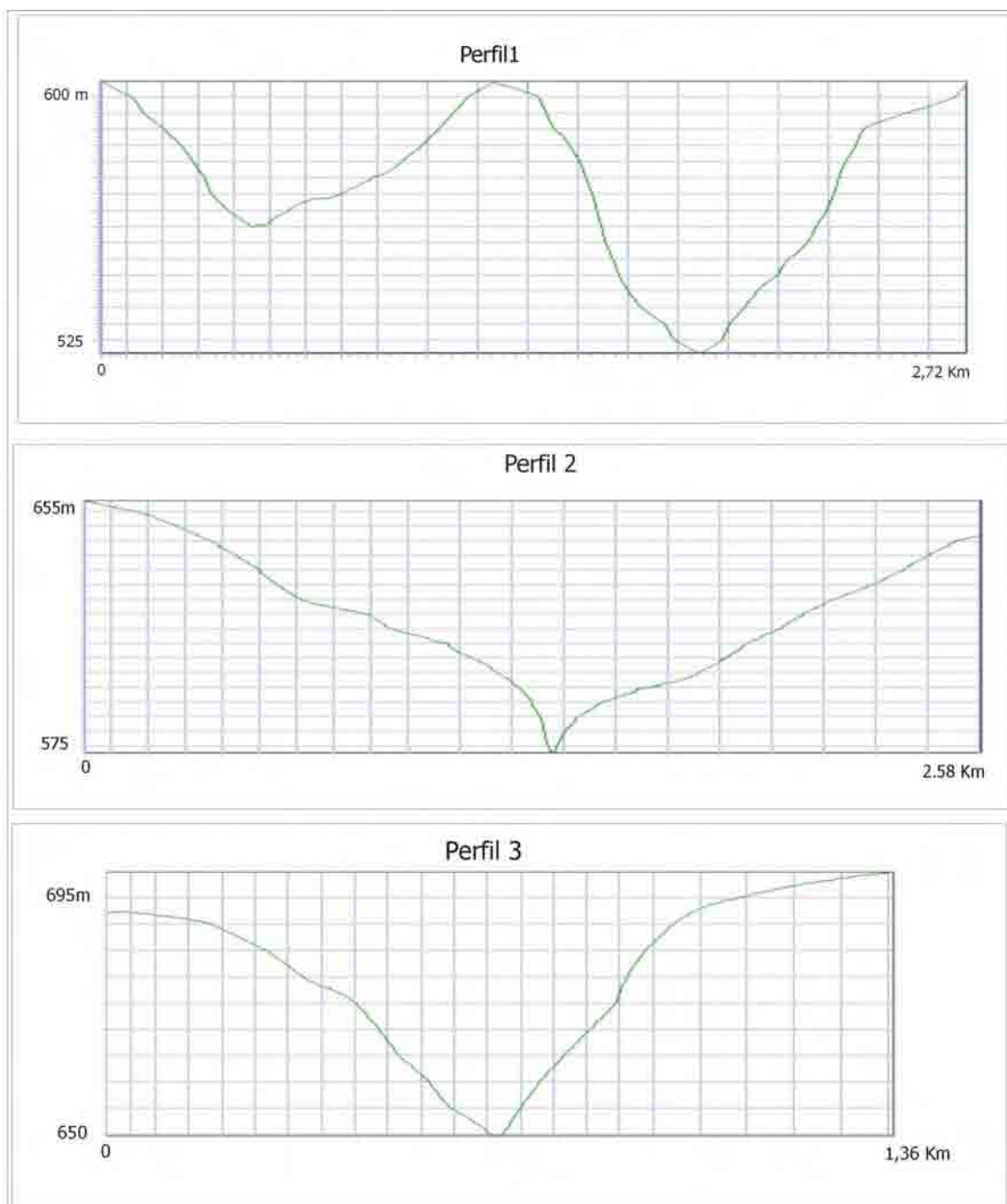


Figura 12: Perfis Topográficos da Bacia Hidrográfica do córrego Santo Antonio

Obtidos no SIG IDRISI32:

Fonte: Folhas Topográficas 1.G.C. (USP):
 SF22-2-B-II-4-NE-B
 SF22-2-B-II-4-NE-D
 SF22-2-B-III-3-NO-A
 SF22-2-B-III-3-NO-C

(Observar a disposição dos cortes na Figura 13)

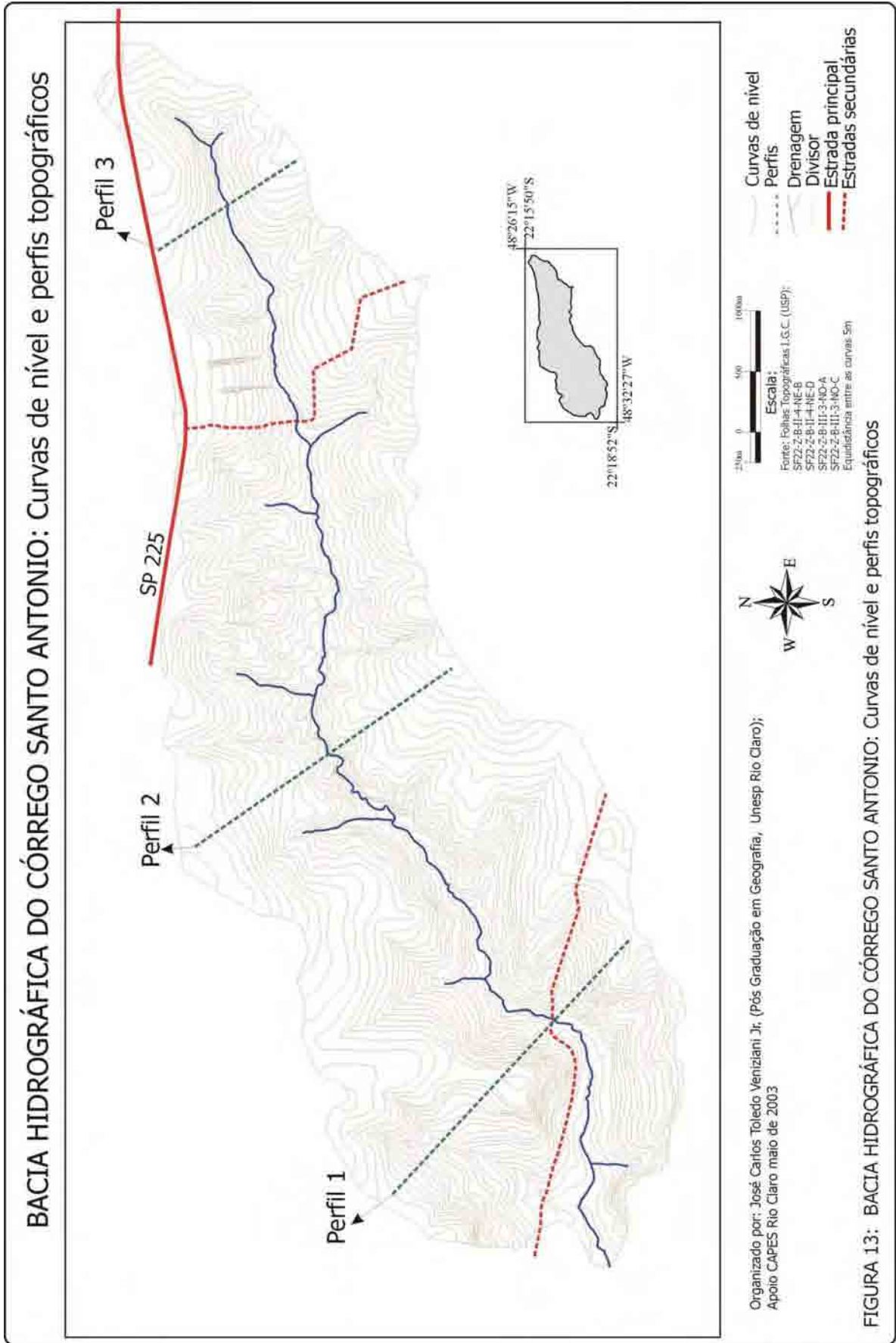


FIGURA 13: BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Curvas de nível e perfis topográficos

3.5 Uso e Ocupação do Solo

Por situar-se em uma região de intensa atividade agrícola, a quase totalidade das terras da bacia estão destinadas à produção agrícola. A porção mais expressiva de sua área encontra-se ocupada por pastagens e por cultura da cana de açúcar, existindo ainda com menor superfície, algodão, áreas restritas de mata nativa e mata secundária, entre outros.

Para obtenção dos mapas de uso e ocupação do solo (Figuras 15 e 16) foram utilizadas fotografias aéreas digitais com resolução espacial de 60cm. Estas fotografias foram ortoretificadas utilizando-se o software 3D MAPPER. O procedimento para execução da ortoretificação pode ser observado na Figura 14. Para a confecção do mapa relativo ao ano 2003, foram utilizados dados de campo obtidos com o uso de um equipamento receptor GPS. A Tabela 11 apresenta a relação de materiais empregados na elaboração dos mapas.

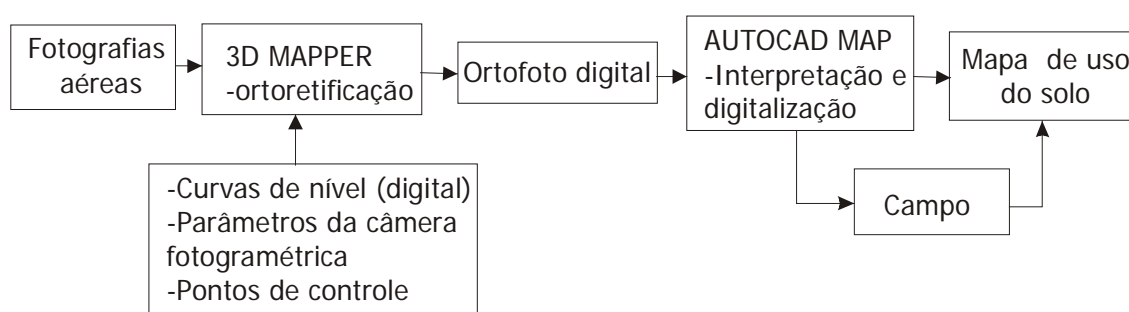
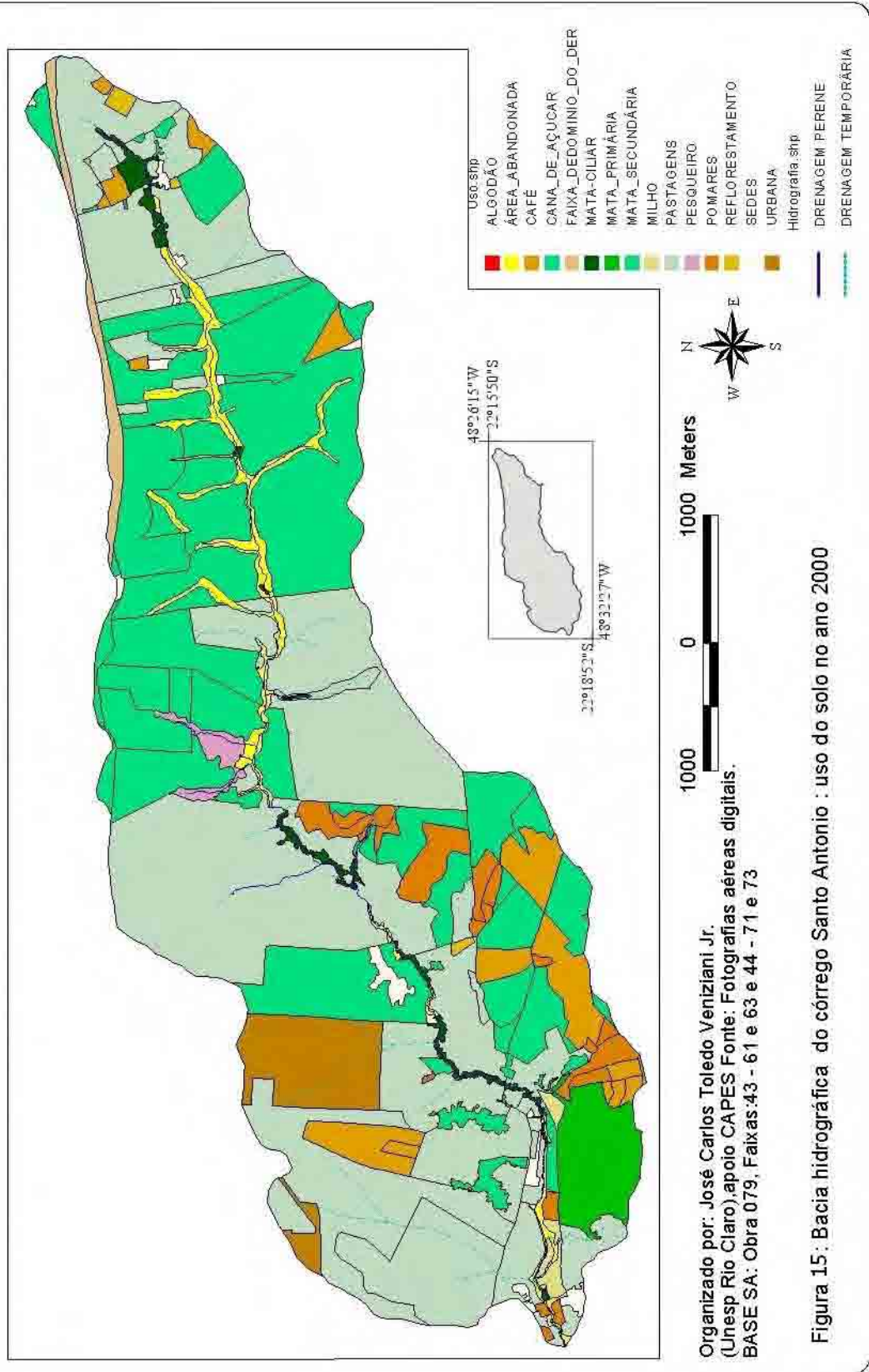


Figura14: Fluxograma do procedimento para elaboração do mapa de uso do solo da bacia do Córrego Santo Antonio.

Na Tabela 12, podemos observar os valores de área para cada tipo de cultivo, para os anos de 2000 e 2003 e os respectivos valores de NDVI obtidos da imagem do LANDSAT 7 ETM+. Os valores adotados de fator C, foram obtidos de Gracia (2001). Foram considerados por se localizarem na mesma região geográfica do estado de São Paulo, (região 5 - BERTONI E LOMBARDI NETO, 1990), da qual foram colhidos os valores dos parâmetros para o cálculo do fator C.

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Uso do Solo no ano 2000



BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Uso do Solo no ano 2003

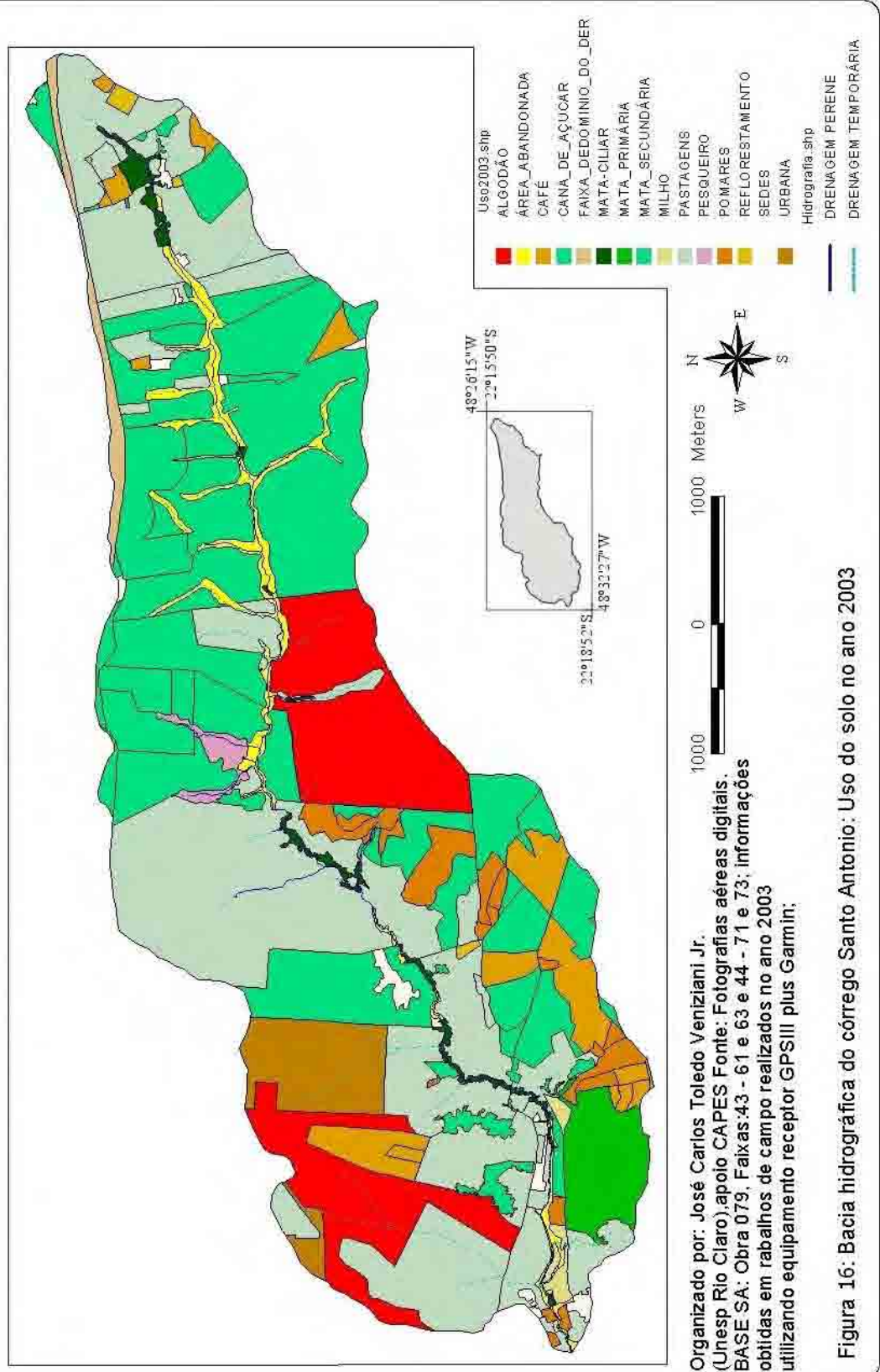


Tabela 11: Materiais Utilizados para Obtenção dos mapas de Uso e Ocupação do Solo

Cartográficos					
	Nome	Escala	O. executor	Data	
Carta Topográfica	JAÚ II SF-22-Z-B-II-4-NE-B	1:10.000	IGC	1979	
Carta Topográfica	JAÚ IV SF-22-Z-B-II-4-NE-D	1:10.000	IGC	1979	
Carta Topográfica	SANTO ANTONIO SF-22-Z-B-III-3-NO-C	1:10.000	IGC	1979	
Carta Topográfica	JOÃO DA VELHA SF-22-Z-B-III-3-NE-A	1:10.000	IGC	1979	
Fotografias Aéreas					
	Descrição	Resolução espacial \ escala do voo	O. executor	Data	
Fotogr. digital	aérea Obra 079 Faixa43 Foto71	0,60m \ 1:30.000	BASE SA	13/07/2000	
Fotogr. digital	aérea Obra 079 Faixa43 Foto73	0,60m \ 1:30.000	BASE SA	13/07/2000	
Fotogr. digital	aérea Obra 079 Faixa44 Foto61	0,60m \ 1:30.000	BASE SA	13/07/2000	
Fotogr. digital	aérea Obra 079 Faixa44 Foto63	0,60m \ 1:30.000	BASE SA	13/07/2000	
Material de Apoio Computacional					
Auto Cad Map	Licença do Ceapla (Unesp- Rio Claro)				
3d Mapper	Licença de D'Russi Projetos e Serviços LTDA				

Tabela 12: Dados sobre os diferentes tipos de cobertura vegetal na bacia do córrego Santo Antonio em 2000 e 2003

categorias	Área em 2000 (ha)	Área em 2003 (ha)	Variação da área cultivada (ha)	NDVI(2000)		Valores médios do fator C
				média	desv ,p	
Algodão	0	279 ,63	+279 ,63	-	-	0,4223
áreas abandonadas	69 ,52	69 ,52	0	0,43	0,10	0 ,0035
Café	84 ,25	107 ,60	+23 ,35	0,41	0,10	0 ,0653
cana-de-açúcar	799 ,85	799 ,85	0	0,39	0,15	0 ,1111
faixa de domínio do DER	25 ,08	25 ,08	0	-	-	-
mata ciliar	25 ,87	25 ,87	0	0,52	0,07	0,0004
mata primária	62 ,16	62 ,16	0	0,58	0,04	0 ,0004
mata secundária	20 ,93	20 ,93	0	0,51	0,1	0 ,0004
Milho	9 ,91	9 ,91	0	0,50	0,05	0 ,1768
Pastagens	1034 ,78	731 ,80	-302 ,98	0,37	0,1	0 ,0035
Pesqueiro	13 ,48	13 ,48	0	-	-	-
Pomares	65 ,73	65 ,73	0	0,50	0,08	0 ,0653
reflorestamento	5 ,69	5 ,69	0	0,51	0,07	0 ,0147
Sedes	20 ,91	20 ,91	0	-	-	-
área urbana	82 ,17	82 ,17	0	-	-	-
Total	2320,34	2320,34				

Fonte: levantamento realizado com base em fotografias aéreas digitais e imagem de satélite. Os valores originais de fator C, foram propostos por Gracia 2001 para o município de Arealva incluído na mesma região para o cálculo do fator C que o município de Jaú.

O gráfico abaixo (Figura 17) nos auxilia na compreensão da distribuição do percentual ocupado, na bacia hidrográfica do Córrego Santo Antonio, pelas diversas categorias de cultivo para o ano 2000.

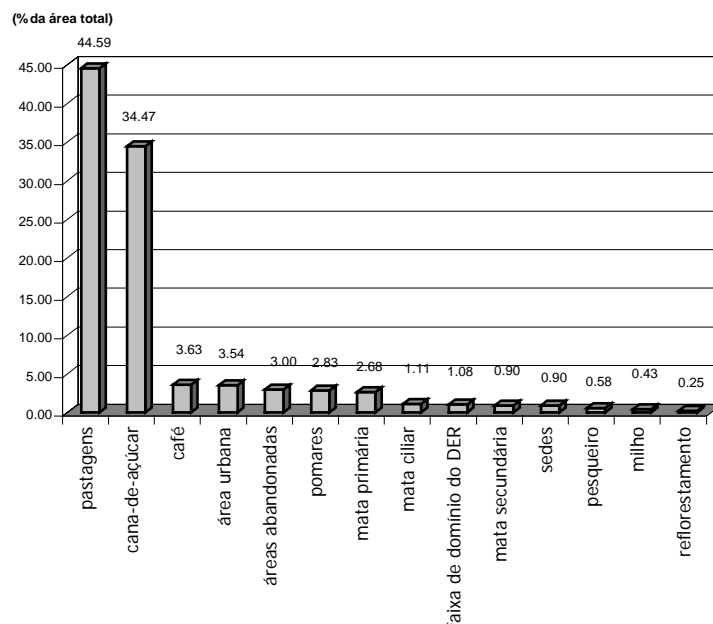


Figura 17: Distribuição do uso do Solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio (2000)

Fonte: Levantamento realizado através de Fotografias aéreas obtidas junto a BASE SA Obra 0-79 Faixas e fotos: 43 - 0061 e 0063; 44 - 0071 e 0073 e com auxílio de GPSIII- plus Garmin.

Como pudemos observar, a área de estudo é uma área de intensa ocupação agrícola, na qual a mata ciliar se encontra bastante degradada. A partir desta caracterização, acreditamos que o desenvolvimento de um estudo sobre a proteção do solo pela vegetação nativa ou cultivada para fins de controle da erosão acelerada venha de encontro às necessidades da população local. Isto viabiliza um diagnóstico mais preciso sobre o estágio atual de desenvolvimento de processos erosivos na área e ainda, serve como sugestão de alternativas para um uso mais racional da bacia hidrográfica.

A captação do Serviço de Água e Esgoto do município de Jaú (SAEMJA), situada na bacia do córrego Santo Antonio, é responsável por cerca de 20% do abastecimento de água da cidade de Jaú. O SAEMJA não realiza medições de vazão no córrego e também não tem controle sobre o volume de água que é captado. Um grave problema observado pelo órgão municipal é a qualidade da água no período chuvoso, que se encontra carregada de material em suspensão, dificultando o tratamento da água e contribuindo para o assoreamento da represa de captação.

4 Avaliação da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal a partir dos Índices de Vegetação

A cobertura vegetal pode ser entendida como a camada que interage com o solo e o clima proporcionando a proteção do solo da atuação dos agentes erosivos. Existem diversas formas de estimar esta proteção uma delas é a utilização de índices de vegetação que representam uma estimativa da biomassa presente em cada unidade de área obtida por meio de imagens orbitais.

4.1 O Mapeamento da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio

Existem diversos tipos de índices de vegetação que podem ser obtidos a partir das bandas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo.

Optamos neste estudo por utilizar o IVDN, índice de vegetação da diferença normalizada (ROUSE et al., 1974 apud TUCKER, 1979) e o IVP, índice de vegetação perpendicular.

4.1.1 Obtenção dos mapas de Índice de Vegetação

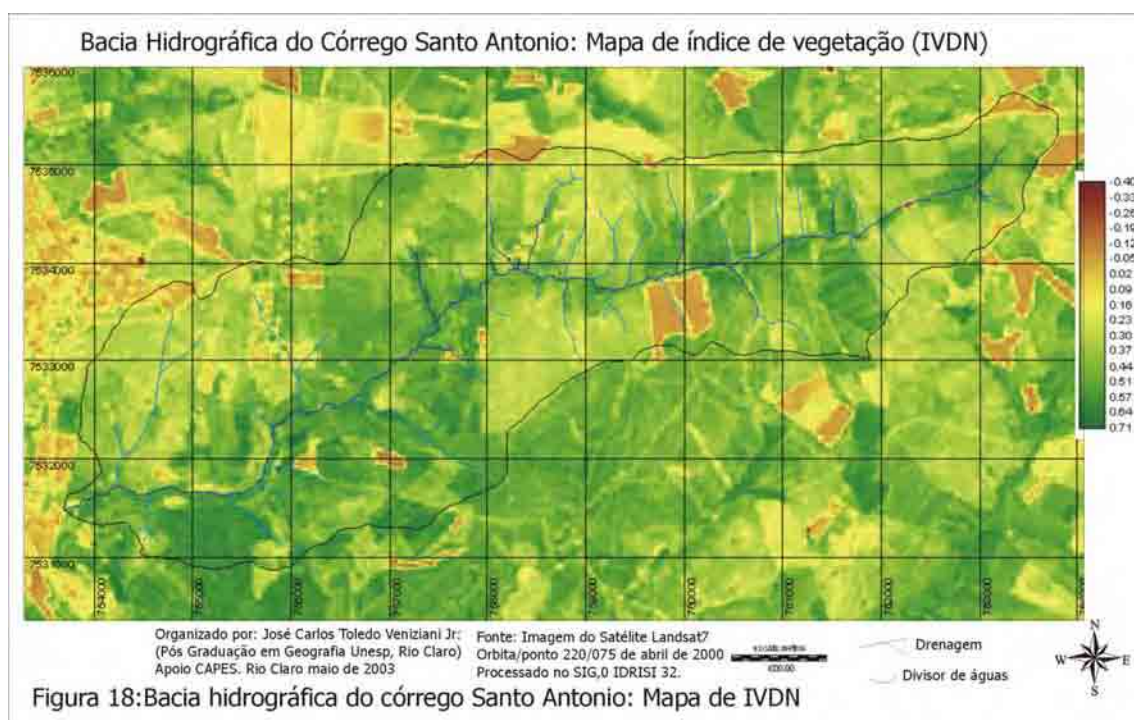
Os mapas de IVDN e IVP foram obtidos a partir das bandas 3 e 4 da imagem LANDSAT 7 ETM+ Órbita ponto 220/75 de 05/04/2000. Estas foram extraídas por um corte na imagem original em formato Geotiff. Foi então realizado um ajuste geométrico no SIG IDRISI 32, para este ajuste foram utilizados pontos de controle obtidos de mapas digitalizados da rede de drenagem e de estradas, extraídos das cartas topográficas do IGC e ainda de pontos obtidos por meio de equipamento receptor GPS III plus Garmin. As coordenadas dos pontos de controle utilizados na correção da imagem, além dos valores erro estimado, podem ser observados na Tabela 13.

Tabela 13: Valores das coordenadas da imagem e coordenadas UTM zona 22 S com o erro associado, para os pontos de controle utilizados no ajuste geométrico das imagens LANDSAT.

	Coordenada x da imagem	Coordenada y da imagem	Coordenada E (UTM-22-S, m)	Coordenada N (UTM-22-S, m)	Erro
1	356 ,82	570 ,98	756281	7533919	0 ,930151
2	190 ,31	401 ,52	753689	7531493	0 ,288912
3	507 ,25	668 ,73	758507	7535303	omitido
4	742 ,77	475 ,65	762070	7532314	omitido
5	722 ,93	610 ,20	761898	7534387	omitido
6	642 ,57	653 ,27	760608	7535008	0 ,454612
7	533 ,65	401 ,27	758817	7531308	1 ,586251
8	671 ,59	379 ,42	760893	7530864	1 ,298258
9	847 ,32	596 ,80	753635	7534074	omitido
10	796 ,69	543 ,16	762854	7533264	0 ,093948
11	306 ,15	506 ,10	756201	7530990	omitido
12	198 ,48	366 ,09	753715	7530990	omitido

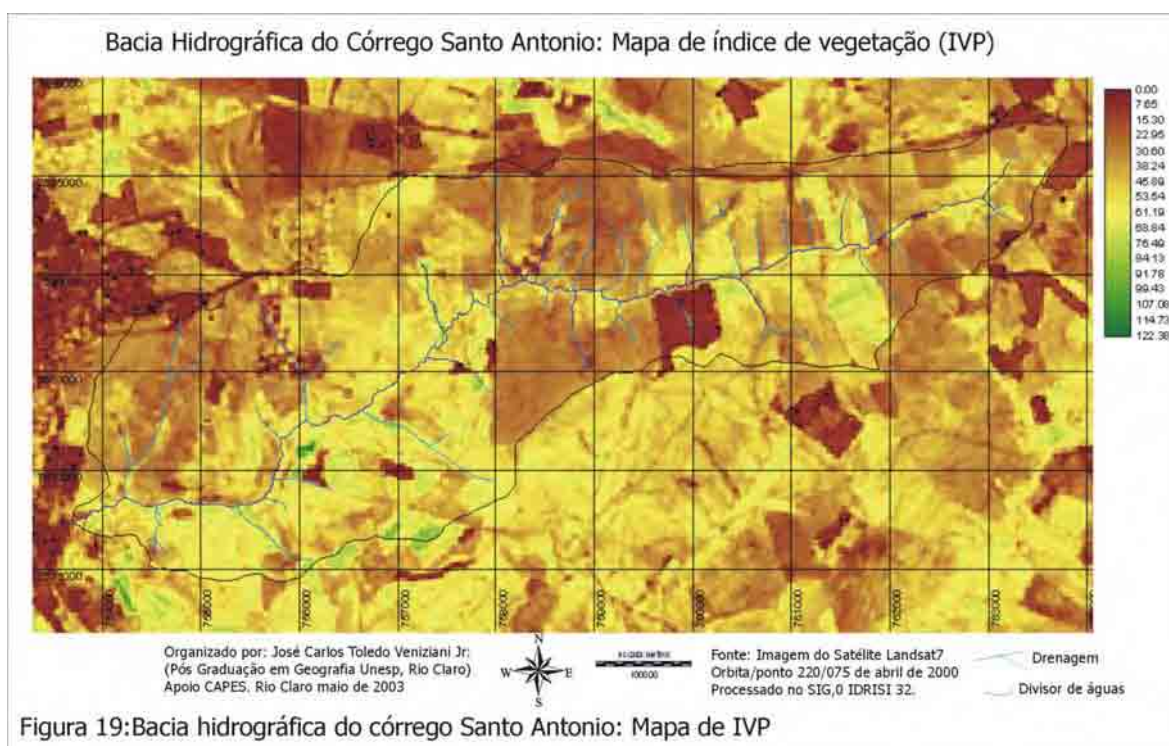
Fonte: Tabela gerada pelo SIG IDRISI 32 após ajuste geométrico com o módulo Resample.

Após o ajuste geométrico a partir do módulo VEGINDEX do IDRISI, foram elaborados os mapas de índice de vegetação IVDN e IVP. Para a obtenção do mapa de IVDN bastou informar os arquivos que continham as bandas 3 e 4, e estes foram processados, gerando o mapa de IVDN da área de estudo (Figura: 18).



O mapa de IVP (RICHARDSON e WIEGAND, 1977 apud TUCKER, 1979) também foi obtido a partir das bandas 3 e 4. Porém foi necessário que se

obtivesse o fator de correção da reflectância do solo. Para isto, foi criada uma máscara de amostragem delimitando áreas com o solo exposto identificadas na imagem. Em seguida foi feita a análise de regressão (módulo REGRESS do IDRISI 32), utilizando como amostra os pixels da área da máscara, a banda 4 como variável independente e banda 3 como variável dependente. Os resultados obtidos para o Intercept = 6,702735 e para o Slope = 0,860445, estes valores foram utilizados para o processamento do mapa de IVP, o qual é disponibilizado na Figura 19.



4.1.2 Controle de Campo

Para um controle maior sobre a utilização do índice de vegetação na estimativa da proteção do solo pela cobertura vegetal, foi elaborado um estudo baseado em dados obtidos no campo.

Foi feito um reconhecimento da bacia hidrográfica para a definição de áreas a serem amostradas. Por meio deste procedimento, pudemos observar os tipos de cultivo dominantes na área e definir assim, quais destes seriam utilizados como amostras do sombreamento da vegetação sobre o solo. Vale salientar que, em

virtude da imagem ter sido adquirida pelo satélite no mês de abril de 2000, foi necessário o auxílio de proprietários rurais e de fotografias aéreas do ano 2000. esta estratégia contribuiu para que pudessem ser definidos os tipos de uso e os fragmentos a serem amostrados no ano de 2002.

Os tipos de cultivo utilizados como base para a amostragem estão listados na Tabela 14.

Tabela 14: Tipos de cultivo predominantes na área para a coleta de amostras

Amostras	Tipos de cultivo
1	mata primária
2	Café
3	Pastagem
4	cana de açúcar jovem (média)
5	cana de açúcar adulta (ponto de corte)

Fonte: observações de campo e observação de fotografias aéreas

As amostras foram coletadas nos dias 15 e 16 de outubro de 2002, em torno das 10:00h. Este horário foi o escolhido por coincidir aproximadamente com o horário da aquisição das imagens pelo satélite. A partir dos talhões selecionados previamente, foram coletadas 4 amostras para cada tipo de cultivo. Para um melhor controle foi também coletado um ponto para identificação do local através de um receptor GPS. A Figura 21 apresenta os pontos de coleta das amostras no campo.

Após prévia seleção da distribuição das amostras no campo, o local foi nivelado com auxílio de uma plataforma de madeira e um equipamento de aferição de nível simples, do tipo utilizado por carpinteiros. Em seguida o equipamento fotográfico foi disposto sobre a plataforma com a abertura da lente voltada para o zênite. Um esquema da obtenção das amostras no campo pode ser observado na Figura20.

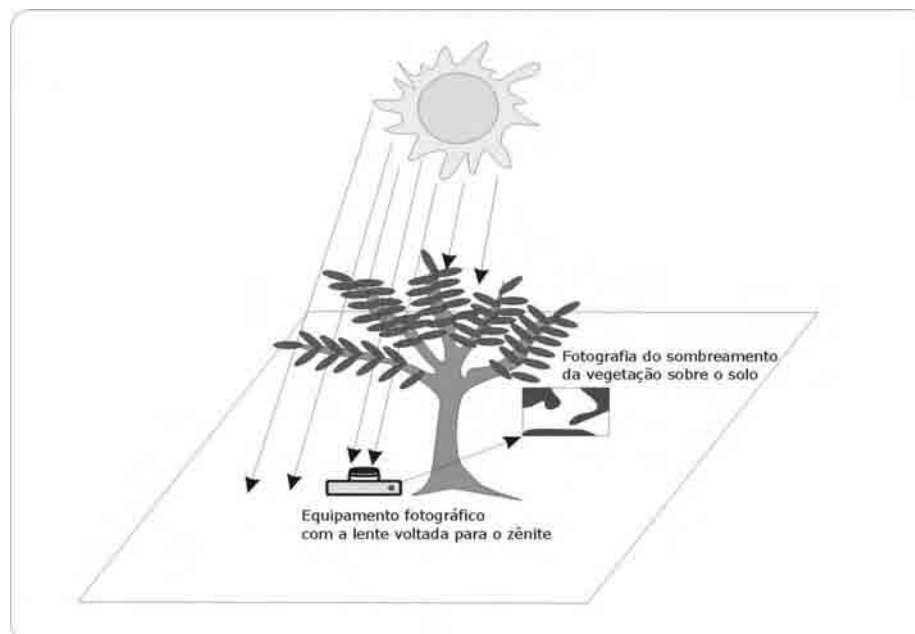


Figura 20: Procedimentos para obtenção das amostras no campo. As amostras obtidas representam o sombreamento da vegetação sobre o solo

Neste esquema podemos observar que, as amostras obtidas representam o sombreamento da vegetação sobre o solo indicando o grau de exposição do solo, para cada tipo de cobertura vegetal amostrado. Esta característica de sombreamento pode também ser entendida como a área coberta por vegetação que intercepta as gotas de chuva, minimizando a energia cinética da chuva e conseqüentemente o efeito da erosão por salpicamento (splash) (Guerra,1999).

Foi utilizado o equipamento fotográfico Canon, PRIMA zoom 76; com obturação automática de 35mm e tamanho da imagem de 24 x 36mm e objetiva de 38mm. O filme utilizado foi KODAK asa 400 P&B. Os filmes foram revelados e os negativos copiados e papel fotográfico sem ampliação. As amostras foram então digitalizadas em um scanner com resolução de 300dpi em 256 níveis de cinza (Figura22).

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Localização das amostras de sombreamento do solo

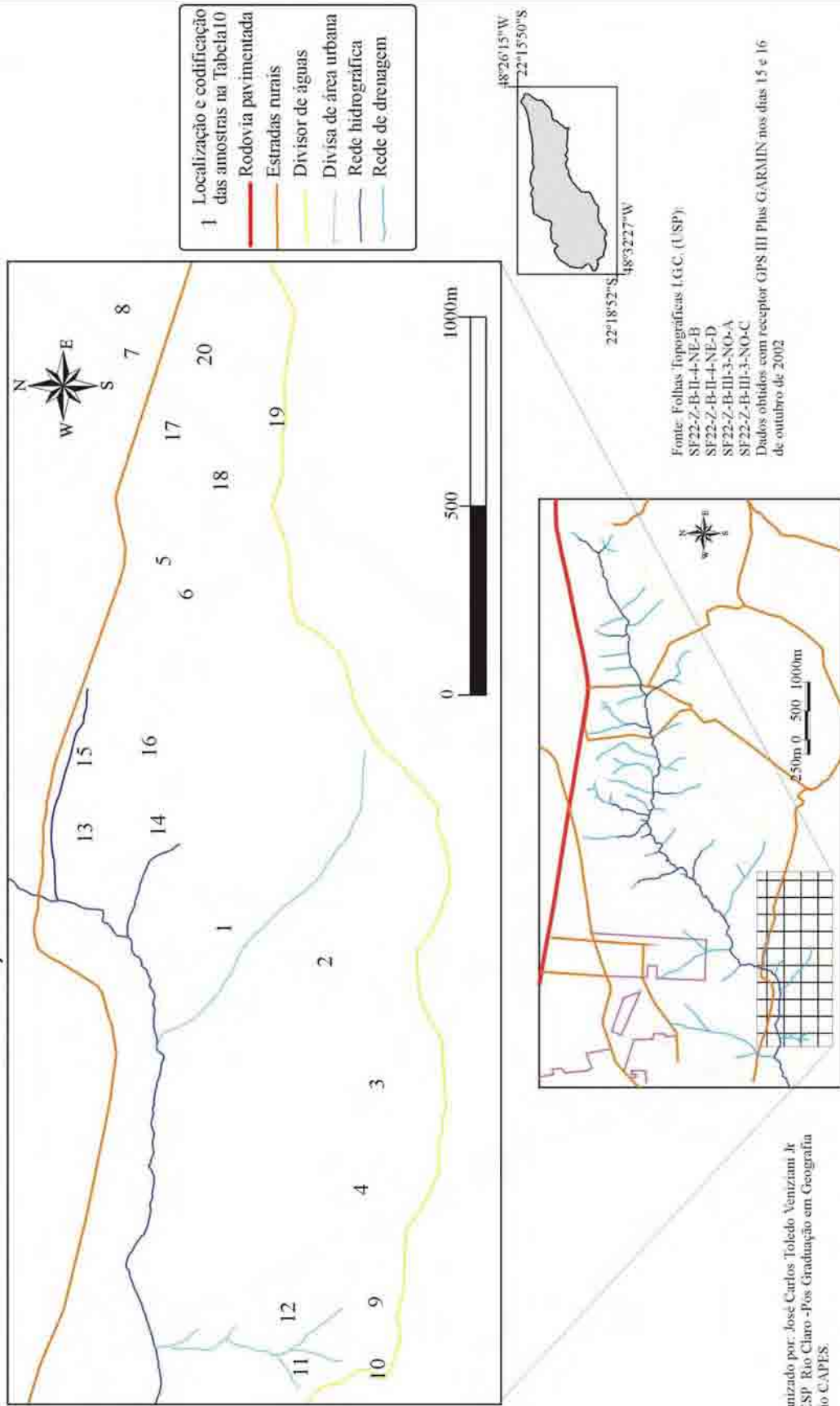


Figura 21: BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Localização das amostras de sombreamento do solo

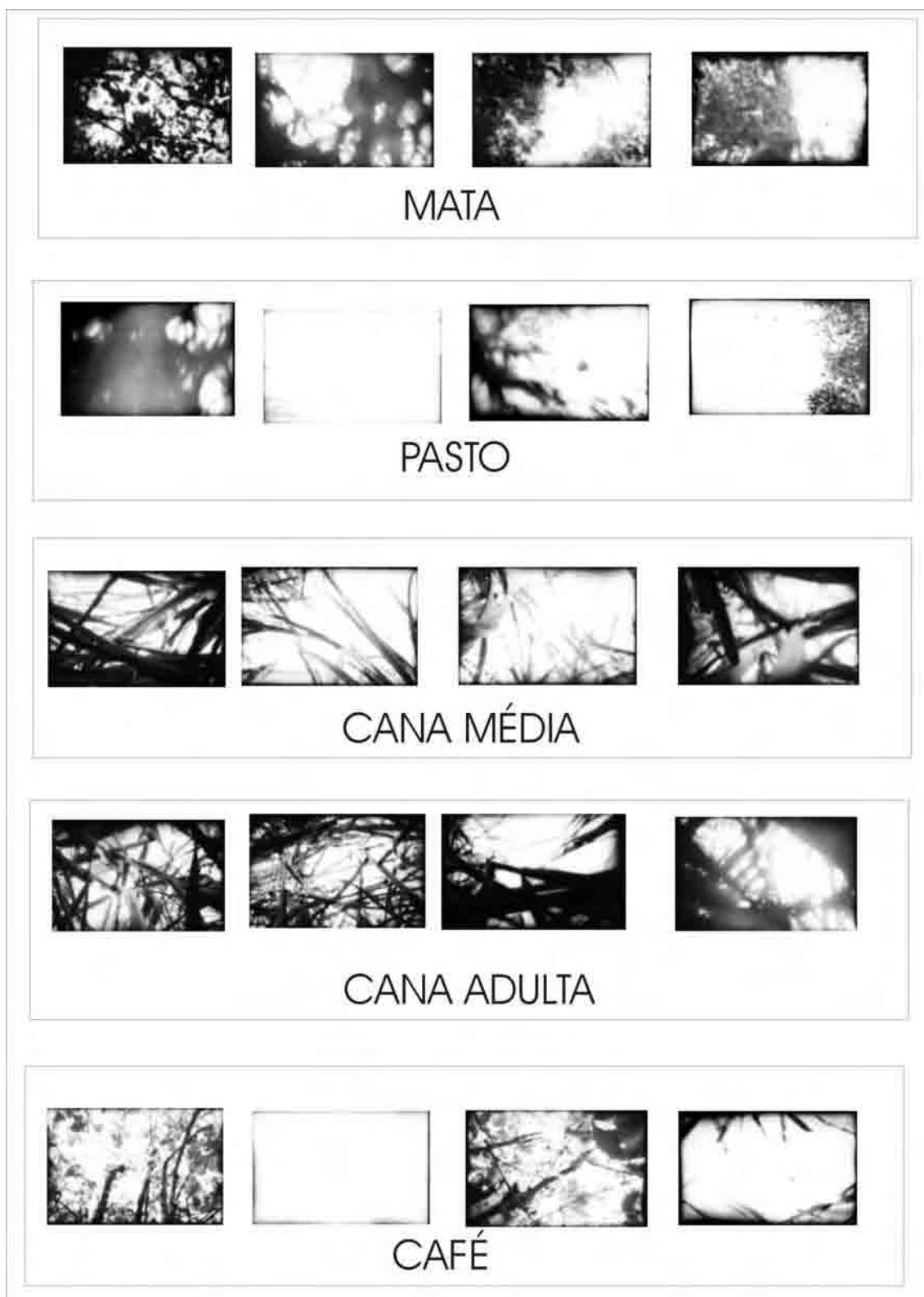


Figura 22: Amostras de Campo: Fotografias do sombreamento da cobertura vegetal sobre ao nível do solo, as áreas em branco correspondem à penetração da luz solar que atinge o solo.

As amostras digitalizadas foram salvas em formato .bmp e importadas no SIG IDRISI 32. Em seguida, analisou-se cada uma das mostras obtendo-se em tela, os valores dos limites de borda da cobertura vegetal, representados nas amostras por valores mais baixos.

Foi feita uma reclassificação gerando um arquivo binário sendo o valor 1 atribuído às áreas sombreadas pela vegetação e valor 0 para áreas expostas diretamente a luz solar. Calculamos então o número de pixels com cobertura, sem cobertura e o total de pixels cada amostra. Estes valores foram tabulados e a partir deles foram gerados os valores de percentual da área do solo sombreada pela cobertura vegetal ou percentual de interceptação das gotas de chuva (PIGC), cuja relação é expressa pela equação abaixo:

$$As = \left(\frac{A}{A+B} \right) 100$$

Onde:

As - representa o percentual de área do solo sombreada pela vegetação (PIGC);

A - representa o número de pixels de sombra;

B - representa o número de pixels expostos à luz solar.

A Tabela 15 apresenta os valores de número de pixels com e sem sombreamento da vegetação os valores obtidos de PIGC além dos valores de IVDN e IVP obtidos por amostragem nos mapas gerados anteriormente.

Tabela 15: Amostras de campo por tipo de uso do solo, valores correspondentes ao sombreamento da vegetação e valores de amostras de IVDN e IVP

MATA PRIMÁRIA				IVDN	IVP
Nº da amostra	Área sombreada (nº de pixels)	Área exposta	PIGC		
1 Mata 1	19468,00	5232,00	78,82	0,66	82,34
2 Mata 2	14641,00	10059,00	59,28	0,59	60,16
3 Mata 3	15347,00	9356,00	62,13	0,60	95,29
4 Mata 4	13407,00	11293,00	54,28	0,61	67,79
Média das amostras	15715,75	8985,00	63,62	0,62	76,40
		Desvio padrão	10,64	0,03	15,60
		Coef. de variação	0,17	0,04	0,20
CAFÉ					
5 Café1	11090,00	13610,00	44,90	0,27	48,58
6 Café2	25,00	24675,00	0,10	0,28	30,12
7 Café3	11287,00	13413,00	45,70	0,39	47,61
8 Café4	1697,00	23003,00	6,87	0,28	25,89
Média das amostras	6024,75	18675,25	24,39	0,30	38,05
		Desvio padrão	24,30	0,06	11,73
		Coef. de variação	1,00	0,19	0,31
PASTAGEM					
9 Pasto 1	15099,00	9601,00	61,13	0,28	57,62
10 Pasto 2	10,00	24690,00	0,04	0,36	45,76
11 Pasto 3	3408,00	21292,00	13,80	0,16	39,71
12 Pasto 4	4954,00	19746,00	20,06	0,29	59,38
Média das amostras	5867,75	18832,25	23,76	0,27	50,62
		Desvio padrão	26,28	0,09	9,46
		Coef. de variação	1,11	0,31	0,19
CANA JOVEM					
13 Cana jovem1	17522,00	7178,00	70,94	0,46	73,67
14 Cana jovem2	6035,00	18665,00	24,43	0,36	58,45
15 Cana jovem3	5805,00	18895,00	23,50	0,44	64,97
16 Cana jovem4	17827,00	6873,00	72,17	0,32	72,26
Média das amostras	11797,25	12902,75	47,76	0,40	67,34
		Desvio padrão	27,48	0,07	7,05
		Coef. de variação	0,58	0,17	0,10
CANA ADULTA					
17 Cana adulta1	18874,00	5826,00	76,41	0,64	88,46
18 Cana adulta2	18036,00	6664,00	73,02	0,61	89,65
19 Cana adulta3	15717,00	8983,00	63,63	0,57	82,80
20 Cana adulta4	14155,00	10545,00	57,31	0,59	71,71
Média das amostras	16695,50	8004,50	67,59	0,60	83,16
		Desvio padrão	8,73	0,03	8,19
		Coef. de variação	0,13	0,05	0,10

Fonte: Amostras coletadas no campo e amostras coletadas nas imagens índice de vegetação.

A Figura 23 apresenta os pontos de coleta de amostras na imagem de satélite.

BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO:
Localização dos pontos amostrais utilizados na imagem de satélite

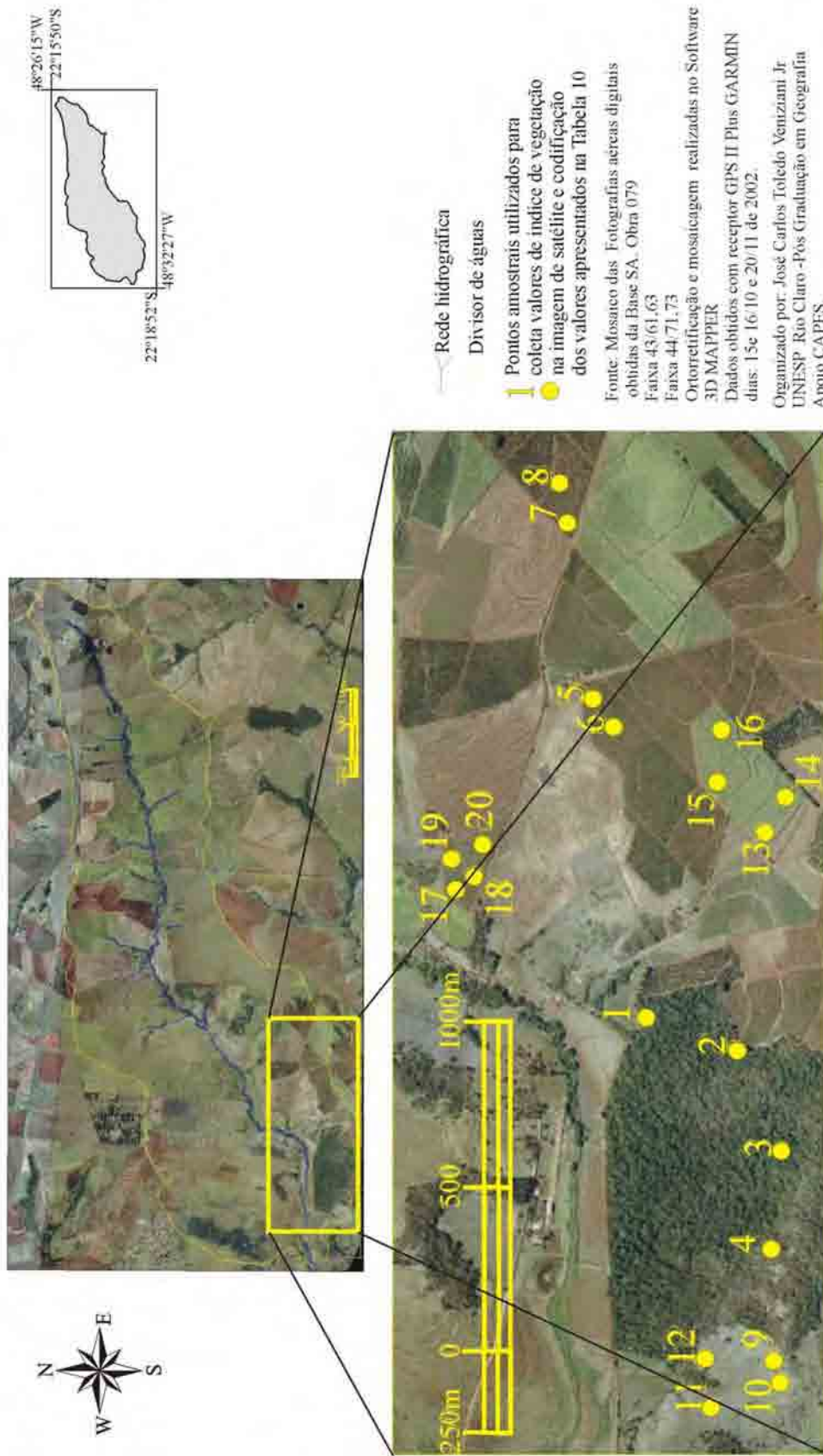


FIGURA23 BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO SANTO ANTONIO: Localização dos pontos amostrais utilizados na imagem de satélite

Na obtenção das amostras de campo, a escolha dos pontos, promoveu a tomada da fotografia hora em linhas de plantio e hora em ruas de plantio, proporcionando amostras baixos valores de sombreamento da vegetação, se estas coincidiam com as ruas de plantio, e apresentando valores mais altos se coincidiam com as linhas de plantio. Este arranjo geométrico das culturas agrícolas pode ser observado na Figura 24, que apresenta a distribuição espacial da cultura do café em linhas de plantio e ruas (Figura 24-a). Em outras culturas como a cana de açúcar, há um maior equilíbrio na distribuição do sombreamento nas amostras devido a uma cobertura da vegetação mesmo quando as amostras não coincidem com as linhas de plantio (Figura 24-b).

Figura 24: Fotografia Aérea de Plantações de Café e Cana-de-açúcar



Fonte: Fotografia Aérea, Base Aerofotogrametria SA obra 0/79 faixa-43 foto-0061

Estas constatações podem ser confirmadas pelos valores do coeficiente de variação das amostras apresentados na Tabela 15. As amostras de campo de cobertura vegetal obtidas na cultura do café, apresentaram um coeficiente de variação de 100% enquanto os coeficientes de variação das amostras de IVDN e IVP foram de 19% e 31% respectivamente. Para a cultura da cana-de-açúcar as amostras de campo apresentaram coeficiente de variação 13% enquanto os valores de IVDN e IVP foram 5 e 10% indicando uma maior homogeneidade espacial. Para que a generalização dos valores dos índices de vegetação fosse compensada, foram utilizadas as médias das amostras nas análises.

4.2 A Estimativa da Proteção do Solo pela Cobertura Vegetal a partir dos Índices de Vegetação

A partir dos mapas de índice de vegetação, foram identificadas as áreas a serem amostradas dos diferentes tipos de cobertura, com o auxílio de um equipamento GPS. Com o auxílio de fotografias aéreas e de informações dos proprietários rurais, foi possível localizar os diferentes tipos de cobertura vegetal no mês e ano da aquisição da imagem de satélite. Foram coletadas 4 amostras de cada tipo de cobertura vegetal, cujos valores foram incluídos na Tabela 9.

Com base nos dados desta tabela, foi montada outra tabela com os valores das médias das amostras dos parâmetros de percentual de interceptação das gotas de chuva (PIGC), IVDN e IVP, segundo os diferentes tipos de cultivo. Estes dados foram utilizados em duas regressões, empregando o IVDN e o IVP como variáveis independentes e PIGC como variável dependente. As retas ajustadas podem ser observadas nas Figuras 25 e 26. Os parâmetros das regressões podem ser observados na Tabela 16.

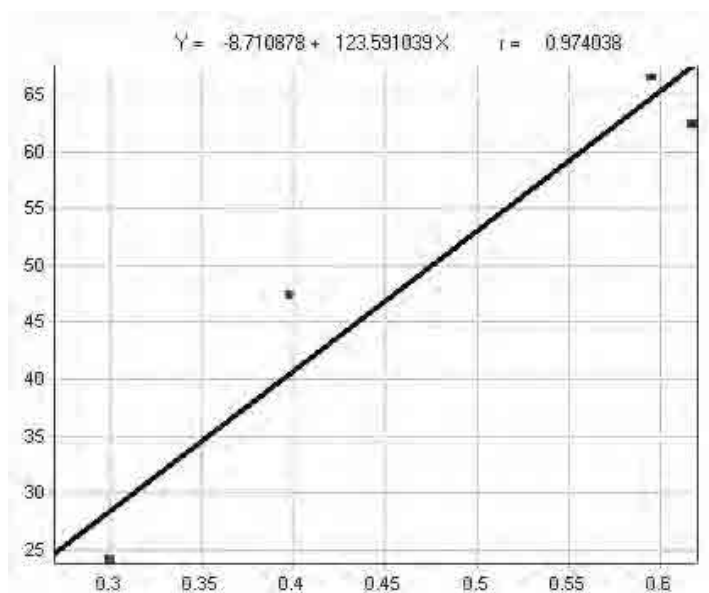


Figura 25: Reta de regressão entre os valores de IVDN X amostras de sombreamento.

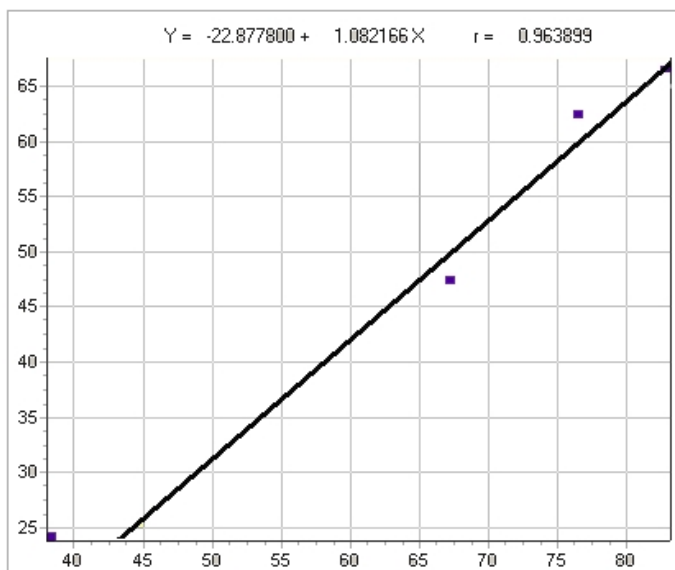


Figura 26: Retas de regressão entre os valores de IVP X amostras de sombreamento.

Tabela 16: Valores dos parâmetros estatísticos relacionados às análises de regressão entre IVDN x Campo e IVP x Campo

	IVDN	IVP	Valor de T tabelado, nível de significância 0,005
Coefficiente de correlação	94,87%	92,91%	
Desvio padrão (x)	0,164	18,577	
Desvio padrão (y)	20,857	20,857	5,841
Teste T (r)	7,452	6,270	
Numero de amostras (N)	5	5	
Graus de liberdade (N-2)	3	3	

Fonte: Parâmetros gerados pelo SIG IDRISI 32 a partir do comando REGRESS, apresentando os valores de IVP e IVDN (x) e amostras de campo (y).

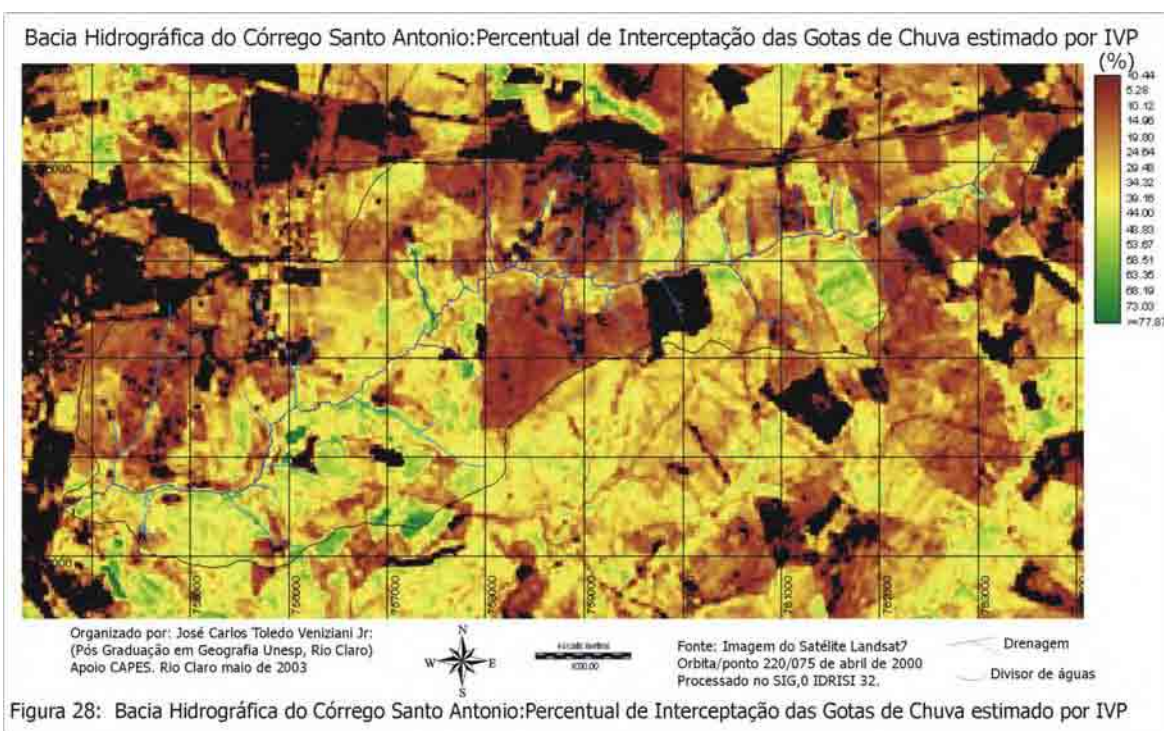
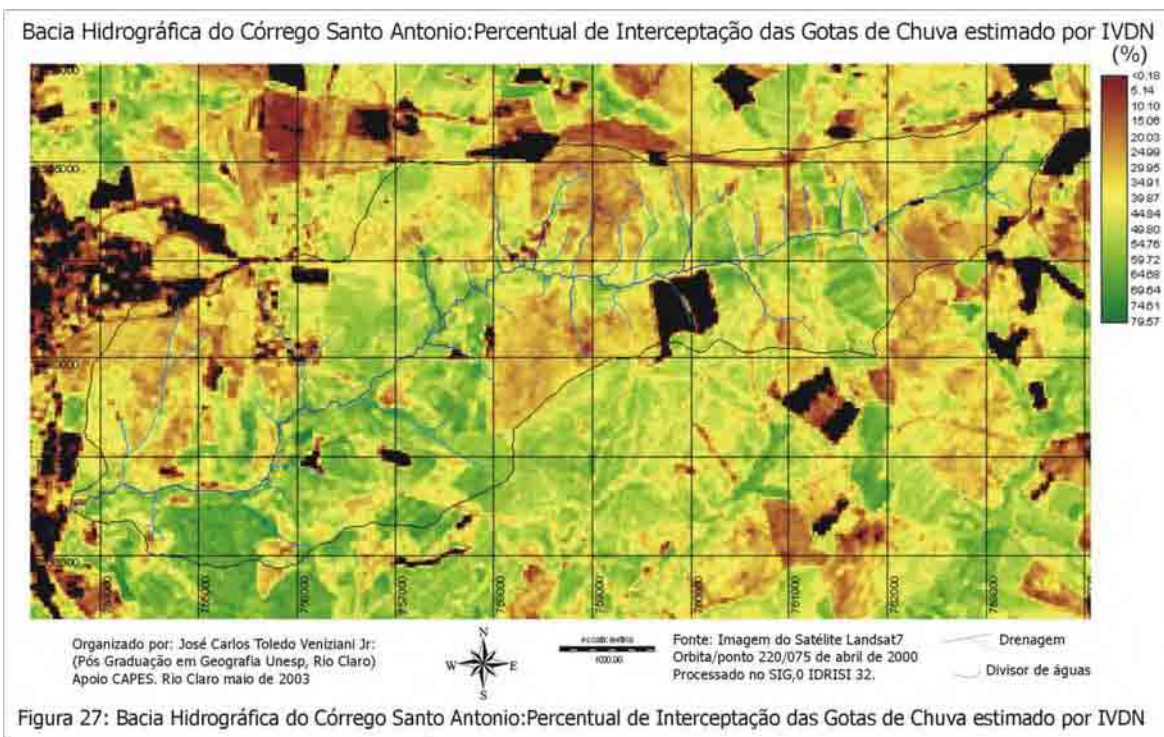
Os valores calculados para o teste T(r) foram comparados com os valores tabelados verificando-se que a um nível de significância de 0,005 os valores obtidos foram maiores que aqueles tabelados, sendo assim, foram consideradas representativas as amostras para o IVDN e o IVP.

As equações obtidas foram implementadas no módulo MAPCALCULATOR do IDRISI 32 por meio das seguintes fórmulas:

$$\text{PIGC do IVDN} = -8,710878 + 123,591039x[\text{IVDN}].$$

$$\text{PIGC do IVP} = -22,877800 + 1,082166x[\text{IVP}].$$

Após o processamento foram gerados os mapas de Percentual de Interceptação das Gotas de Chuva (PIGC) a partir do IVDN (Figura 27) e Percentual de Interceptação das Gotas de Chuva a partir do IVP (Figura 28).



O mapa de PIGC obtido para o IVDN quando comparado com o mapa de PIGC para o PVI pelo teste Qui-Quadrado por meio da média das amostras de categoria de cultivo apresentadas na Tabela 17, permite que concluamos que para uma significância de 90%, sejam aceitas as amostras de IVDN e rejeitadas as amostras de IVP. Acreditamos portanto que a estimativa da proteção do solo a partir do uso do índice de vegetação da diferença normalizada indica ser um procedimento satisfatório quando integrado a outras técnicas de interpretação e quantificação da cobertura do terreno por imagens orbitais.

Tabela 17: Médias das Amostras de PIGC (Teste X²)

categorias de cultivo	PIGC (campo)	PIGC (NDVI)	PIGC (PVI)
mata	63,6246	67,3655	56,8221
Café	24,3917	27,3449	20,9534
Pastagem	23,7561	25,1974	23,7956
cana jovem	47,7621	46,7208	47,0548
cana adulta	67,5931	62,8495	53,3653
Teste X ²		1,0206	4,2174

Valor Tabelado = 1,06. Fonte: (Spiegel, 1969; pg,564) Condição (0,1) e 4 graus de liberdade (n-1).

Fonte: amostras de campo e amostras coletadas nos mapas de percentual de cobertura obtidos a partir dos mapas de índice de vegetação IVDN e IVP da área de estudo

Tabela 18: Valores de Percentual de interceptação das gotas de chuva obtidos em amostras de campo e estimados por IVDN e IVP

	Campo	IVDN	IVP
Mata1	78,818	60,355	54,595
Mata2	59,275	76,215	48,815
Mata3	62,126	71,748	66,232
Mata4	54,279	61,145	57,647
Café1	44,899	25,707	13,371
Café2	0,101	35,196	7,152
Café3	45,696	26,713	29,700
Café4	6,870	21,764	33,592
Pastagem1	61,130	9,725	11,176
Pastagem2	0,040	35,961	16,213
Pastagem3	13,798	16,836	28,307
Pastagem4	20,057	38,268	39,486
Cana jovem1	70,939	59,541	45,209
Cana jovem2	24,433	44,491	56,846
Cana jovem3	23,502	46,692	38,723
Cana jovem4	72,174	36,160	47,441
Cana adulta1	76,413	62,202	54,499
Cana adulta2	73,020	61,813	55,320
Cana adulta3	63,632	65,987	59,440
Cana adulta4	57,308	61,396	44,202
Valores de r / do teste T		0,551 / 2,800	0,581 / 3,031

Dados obtidos em trabalho de campo e extraídos dos mapas de PIGC estimados pelo IVDN e IVP. O valor tabelado de T para um nível de significância de 0,01 é 2,552 e para o nível de significância de 0,005 é de 2,878

Após a obtenção dos mapas de PIGC, IVDN e IVP, foi realizada nova amostragem nos mapas gerados, cujos valores obtidos podem ser observados na Tabela 18. Estes valores foram utilizados para calcular o coeficiente de correlação de Pearson (r) e os resultados foram incluídos na Tabela 18.

Os valores de T calculados para o IVDN (2,800) e para o IVP (3,031) quando comparados ao valor de T tabelado a um nível de significância de 0,01 demonstram que as amostras são representativas.

Para a utilização dos mapas gerados em avaliações de adequação do uso do solo, foi realizada a reclassificação do mapa de PIGC estimado por IVDN, estabelecendo-se em classes de proteção. O mapa reclassificado obtido pode ser observado na Figura 29.

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Mapa de PIGC estimado por meio do IVDN

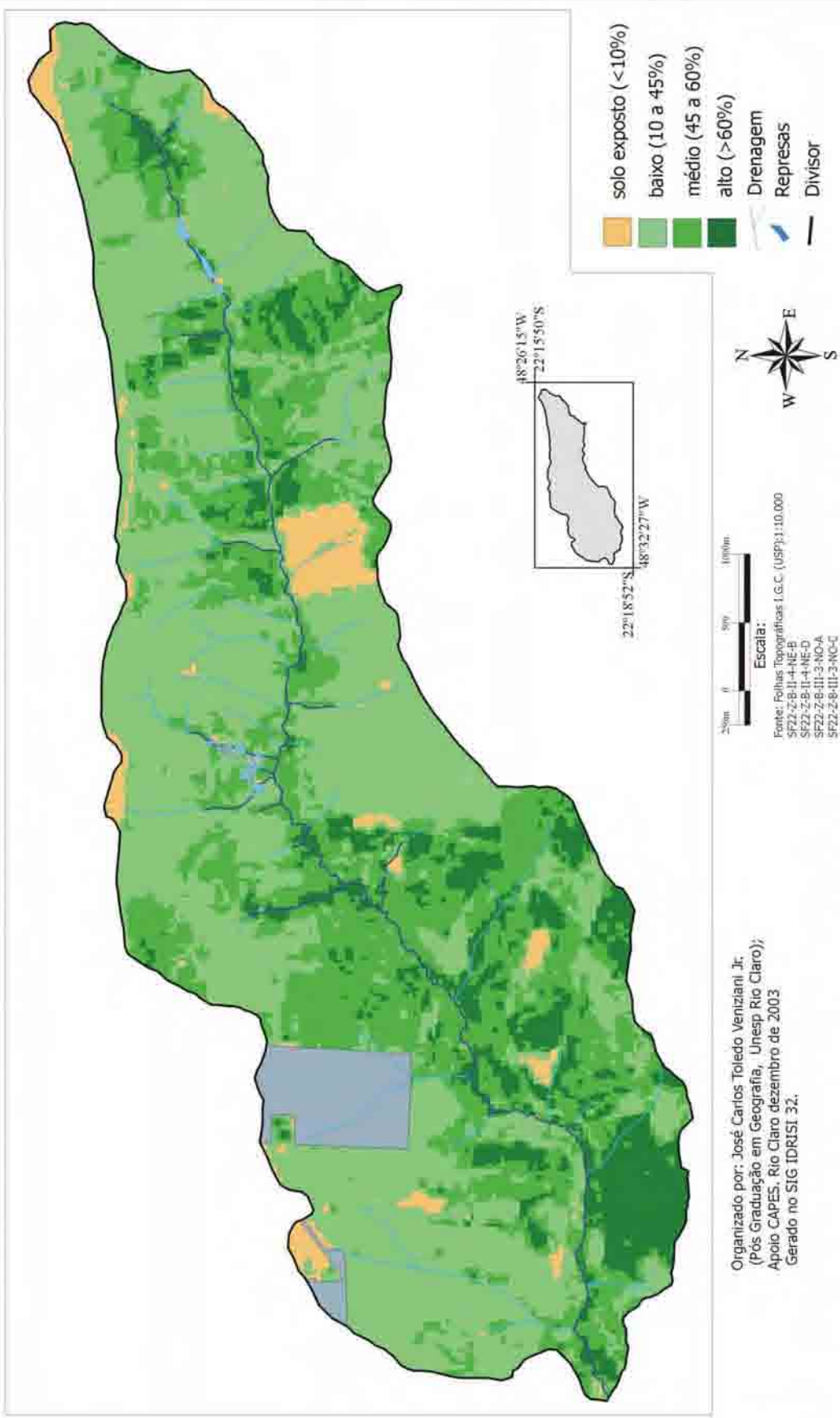


Figura 29: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Mapa de PIGC estimado por meio do IVDN

5 Avaliação dos Processos Erosivos e da Capacidade de Uso das Terras da Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio

Na avaliação dos processos erosivos na bacia do córrego Santo Antonio, foram utilizados métodos baseados na EUPS descritos por Bertoni e Lombardi Neto (1990) e no levantamento de classes de capacidade de uso, a proposta de Bertolini et al. (1994).

5.1 Levantamento dos Dados do Meio Físico para implementação da Equação Universal das Perdas de Solo (EUPS)

Para obtenção dos parâmetros utilizados para o cálculo da EUPS foram seguidos os seguintes procedimentos:

5.1.1 Erosividade (R)

A erosividade foi obtida por meio da utilização de um software desenvolvido por Lombardi Neto et al. (2000). Neste programa foi informada a localização do município de Jaú, para que fosse obtido o valor de erosividade para área de estudo ($7065 \text{ MJ mm/ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), o qual foi adotado para toda a área da bacia. Isto se deve à ausência de estações meteorológicas na região, o que impossibilita o conhecimento da variação espacial da erosividade e sua implementação no modelo da EUPS.

5.1.2 Erodibilidade (K)

Os valores de erodibilidade relativos a cada unidade pedológica (Tabela 19) obtidos de Gracia (2001), foram associados à cada um dos tipos de solo por meio do comando ASSING do IDRISI 32. Podemos observar que na bacia hidrográfica estudada predominam tipos de solo com valores médios a baixos de erodibilidade. As unidades latossolo vermelho escuro - Unidade Dois Córregos (LE1)

e o latossolo roxo - Unidade Ribeirão Preto (LRe), ocupam mais de 60% da área e possuem valores de erodibilidade relativamente baixos. As unidades litossolo e solo podzólico vermelho amarelo – Unidade Monte Cristo (PV1), apresentam altos valores de erodibilidade porém representam, apenas pouco mais de 13% da área total da bacia.

Tabela 19: Valores de erodibilidade dos solos da bacia do córrego Santo Antonio

	Tipo de solo	Erodibilidade	Área (ha)	Área (%)
1	LV1	0,0132	140,43	6,05
2	LE1	0,0175	754,79	32,53
3	PV1	0,0551	88,19	3,80
4	LE3	0,0175	34,76	1,50
5	LRe	0,0098	729,46	31,44
6	TE1	0,0265	302,63	13,00
7	Litólico	0,0480	214,56	9,25
8	Gleissolo	0	55,52	2,39

Fonte: Gracia (2001) e tabela gerada pelo SIG IDRISI 32 por meio do comando área a partir do mapa de solos

5.1.3 Fator Topográfico (LS)

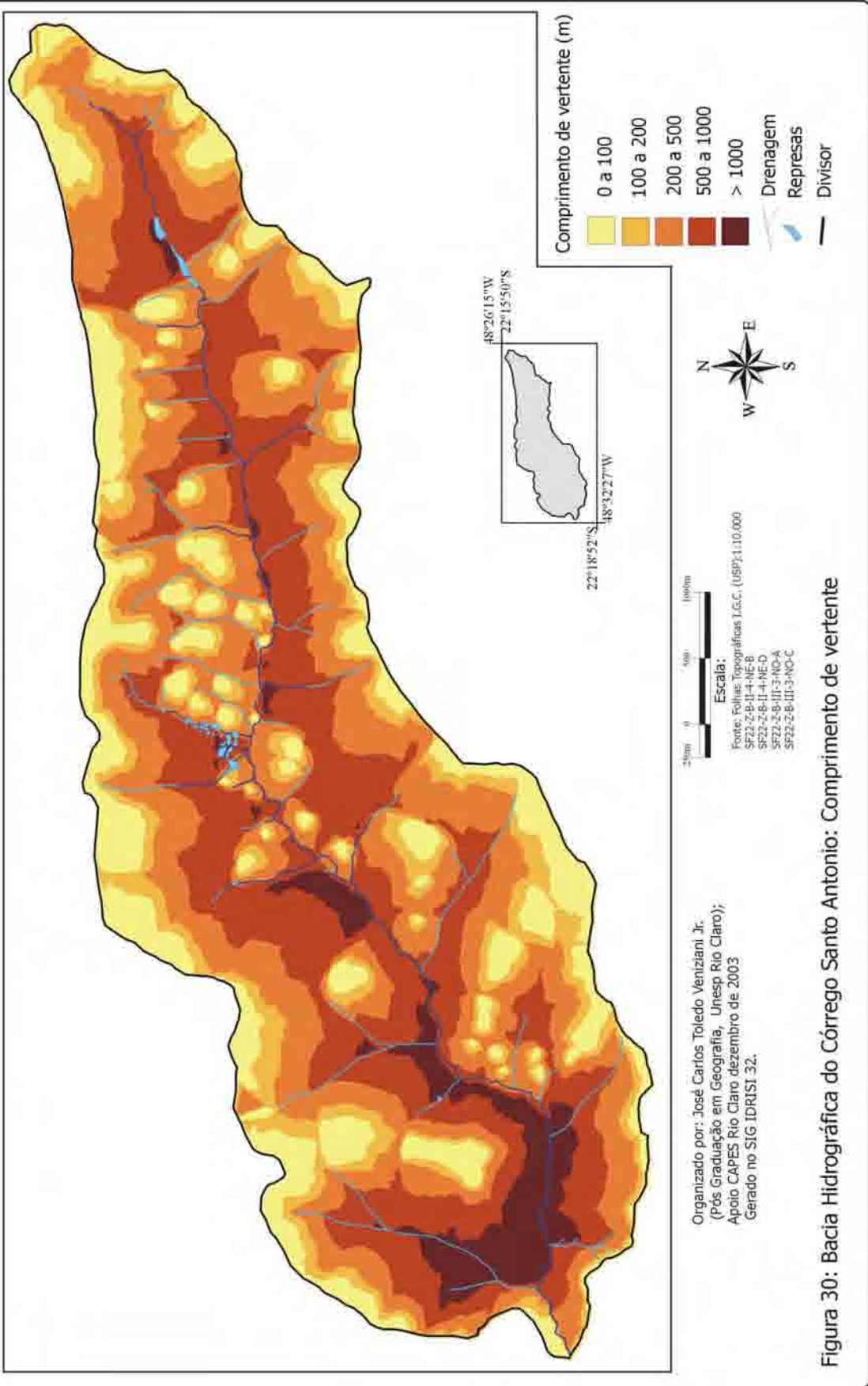
Para obtenção do fator topográfico (LS), foi implementada no SIG IDRISI for windows (Versão 2) um programa em linguagem macro desenvolvido por Valeriano (1999), baseado na seguinte expressão:

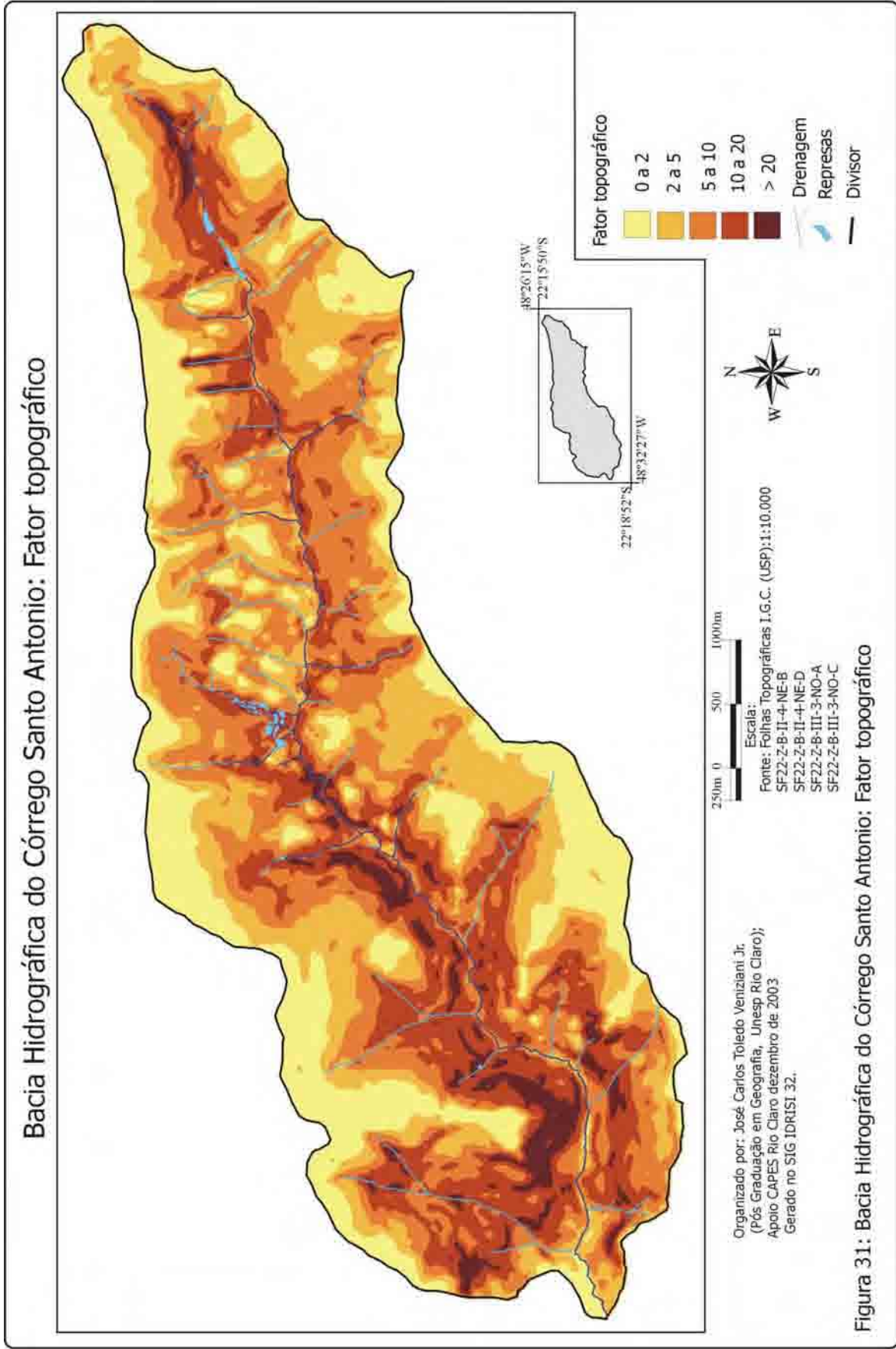
$$LS = 0.00984 S^{1,18} L^{0,63}.$$

Os valores de comprimento de vertente (L) e declividade (S) foram gerados automaticamente a partir do modelo digital de terreno, gerado no SIG IDRISI 32 por meio do comando TIN e TINSURF, e do mapa binário da área da bacia. Os mapas de comprimento de vertente e fator topográfico podem ser observados respectivamente nas Figuras 30 e 31.

A distribuição espacial do fator topográfico mostra que os valores mais altos de L estão associados às altas declividades e localizados na base das vertentes, caracterizadas pelo final de rampas e onde os valores de escoamento acumulado são relativamente altos.

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Comprimento de vertente





5.1.4 Uso e manejo do Solo (C)

Os valores relativos ao fator C utilizados, foram obtidos também a partir do trabalho de Gracia (2001), sendo estes valores escolhidos devido ao fato da região escolhida como referência para o fator C, (município Arealva - SP), incluir também o município de Jaú - SP. Os valores obtidos associados aos tipos de uso encontrados na bacia do Córrego Santo Antonio, podem ser observados na Tabela 20.

Tabela 20: Valores de fator C para os diferentes usos do solo na bacia do córrego Santo Antonio

	Tipos de uso (ano 2000)		Tipos de uso em 2003		Valores de C
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	
mata	108,99	4,70	108,99	4,70	0,0004
área urbana	127,99	5,52	127,99	5,52	0,0070
pastagem	1094,36	47,17	814,67	35,11	0,0075
reflorestamento	5,70	0,25	5,70	0,25	0,0489
café	65,64	2,83	65,64	2,83	0,0653
pomares	107,72	4,64	107,72	4,64	0,0653
cana de açúcar	799,79	34,47	799,79	34,47	0,0904
milho	9,89	0,43	9,89	0,43	0,1036
algodão	-	-	279,69	12,06	0,3829

Fonte: Oliveira (2000); Gracia (2001)

Um fato importante observado na tabela é a substituição de áreas cobertas por pastagens, por áreas de cultivo de algodão, que passaram de 0 no ano 2000 para 12,06% em 2003.

5.1.5 Práticas Conservacionistas (P)

Para a obtenção dos valores relativos ao parâmetro práticas conservacionistas (P) foi utilizada metodologia proposta por Lombardi Neto (1990), que considera a utilização do terraceamento como medida de proteção do solo. Gracia (2001), argumenta que, o fator P pode ser considerado como, a relação esperada entre as perdas de solo ocasionadas pela utilização de determinada prática conservacionista e as perdas quando a mesma área não apresenta prática

conservacionista alguma. Os valores de P, foram obtidos em função da declividade, pois esta deve ser entendida como fator limitante às práticas conservacionistas, Os valores de P foram calculados a partir da seguinte expressão:

$$P = 0,69947 - 0,08911 \times D + 0,01184 \times D^2 - 0,000335 \times D^3$$

Onde D é a declividade. Em declividades inferiores a 0,5% P assume o valor 0,69, e em declividades superiores a 20% P assume valor 1. O mapa de práticas conservacionistas pode ser observado na Figura 32.

5.2 Potencial Natural de Erosão (PNE)

Para obtenção do potencial natural de erosão (PNE) foram utilizados os seguintes fatores naturais atuantes no processo erosivo: a erosividade (R), erodibilidade (K) e fator topográfico (LS). Desta forma, temos a seguinte expressão para obtenção do potencial natural de erosão:

$$PNE = R.K.LS$$

Os valores obtidos PNE, foram reclassificados e apresentados na Tabela 21. A Tabela apresenta além dos valores de PNE, também as respectivas áreas ocupadas por cada uma das classes estabelecidas. O mapa da distribuição do PNE na bacia do córrego Santo Antonio pode ser observado na Figura 33.

Tabela 21: Intervalos das classes de Potencial Natural de Erosão e suas respectivas áreas ocupadas na bacia do córrego Santo Antonio

classes	PNE (Mg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (ha)	Área (%)
Muito baixa	> 500	1054,84	45,5
Baixa	500 a 1000	520,74	22,4
moderada	1000 a 2000	305,61	13,2
Alta	2000 a 5000	335,70	14,5
Muito alta	> 5000	103,45	4,5
Total		2320,34	100

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Fator P (práticas conservacionistas)

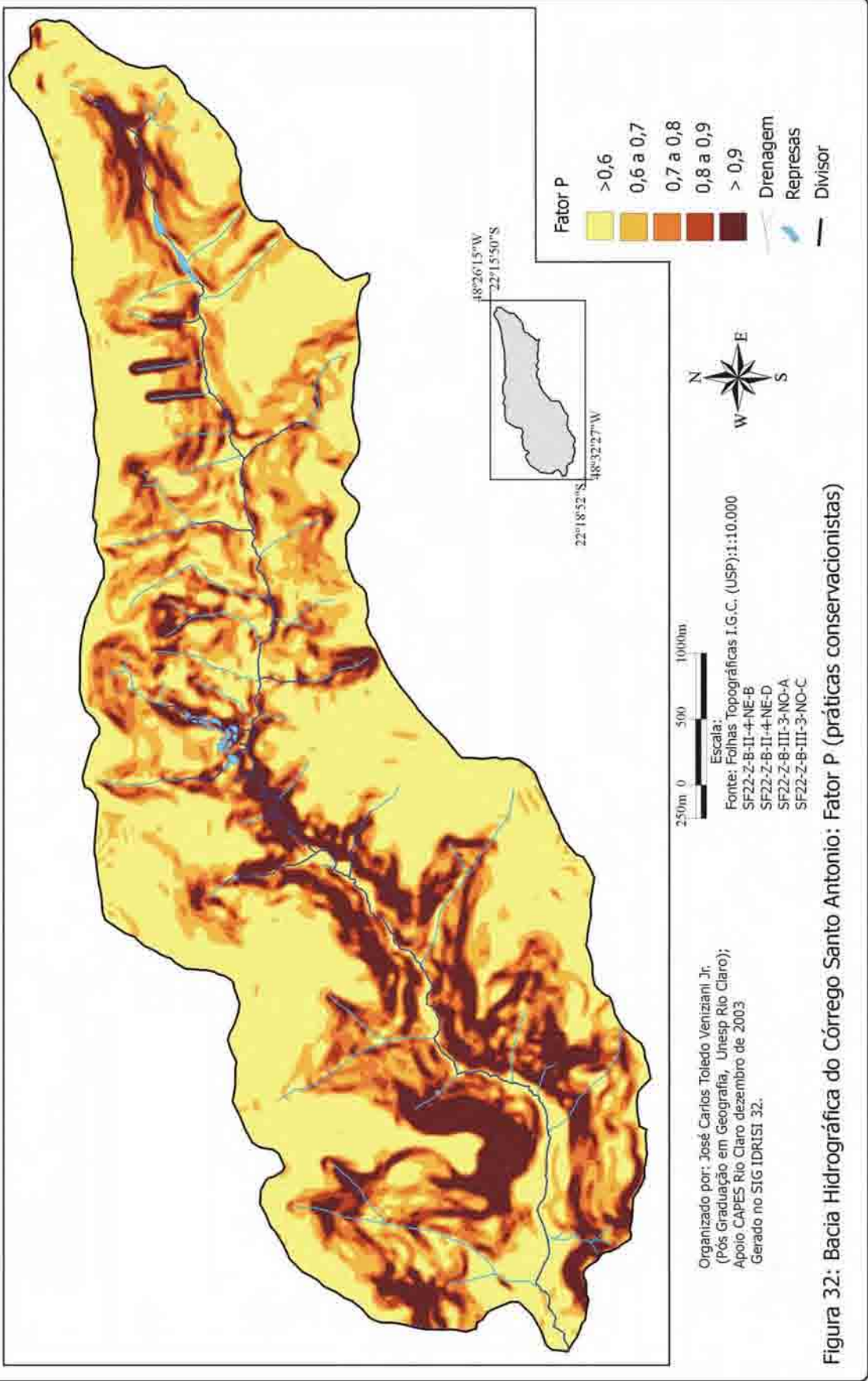


Figura 32: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Fator P (práticas conservacionistas)

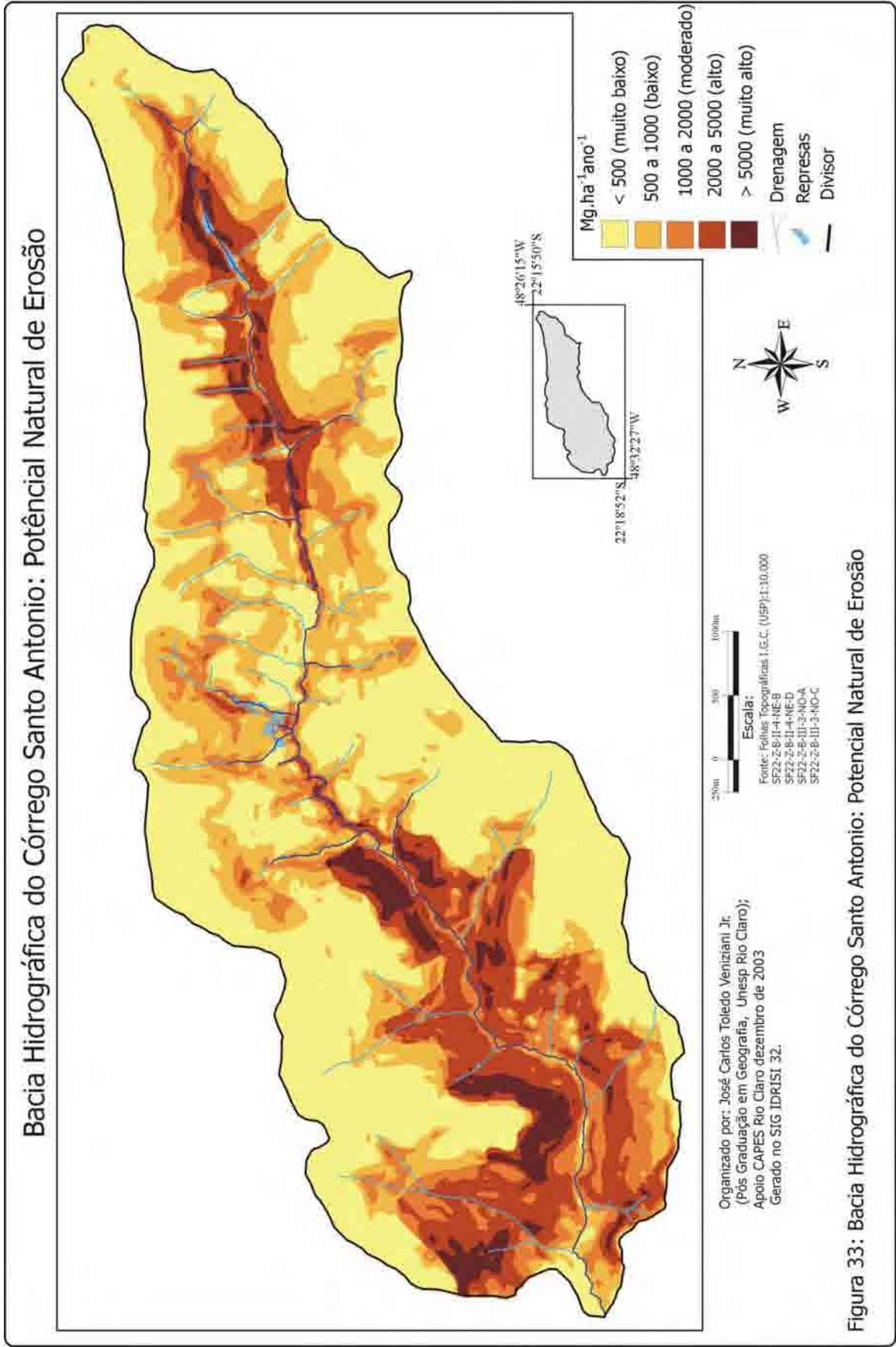


Figura 33: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Potencial Natural de Erosão

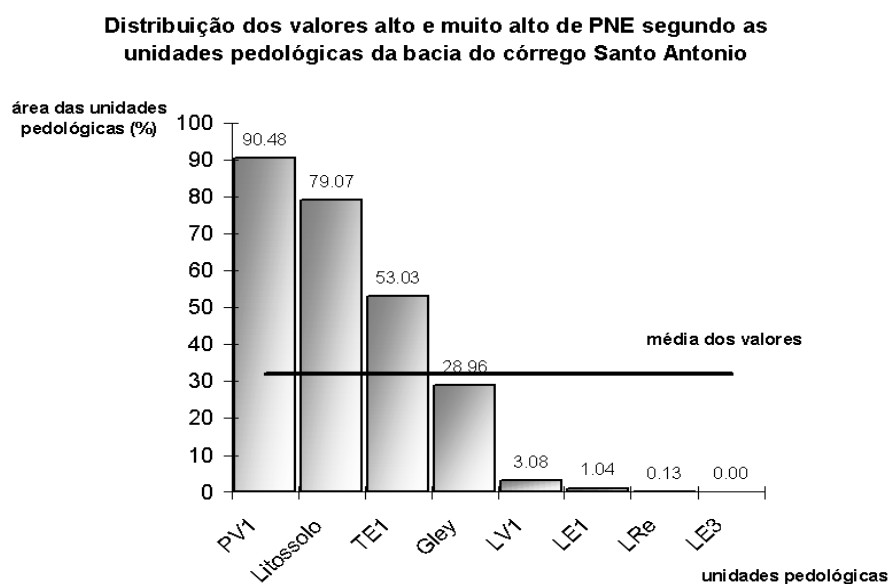


Figura 34: Distribuição dos valores alto e muito alto de PNE segundo as unidades pedológicas da bacia do córrego Santo Antonio

Analisando a Figura 34 e a Tabela 22 percebe-se a distribuição irregular das classes de PNE segundo as diferentes unidades pedológicas. A unidade PV1 apresenta em mais de 90% de sua área um PNE alto e muito alto, devido à associação entre alta erodibilidade (0,0551) e altos valores de comprimento de rampa (base das vertentes). A unidade pedológica TE1 possui mais de 52% de sua área associada às classes alto e muito alto sendo que, esta classificação se deve principalmente às altas declividades associadas a esta unidade, acarretando o aumento do PNE apesar do valor de erodibilidade (0,0265), não ser igualmente elevado.

A unidade pedológica litossolos apresenta alto valor de erodibilidade (0,0480) associado a altas declividades e acomoda mais de 79 % de sua área nas classes alto e muito alto PNE. As demais unidades não apresentam graves problemas quanto ao potencial natural de erosão, pois seus valores de erodibilidade não são muito elevados e a maior parte de sua área ocupada não apresenta valores altos de fator topográfico.

5.3 Obtenção dos Valores de Perdas de Solo a partir da EUPS

A equação Universal das perdas de solo é expressa pela relação;

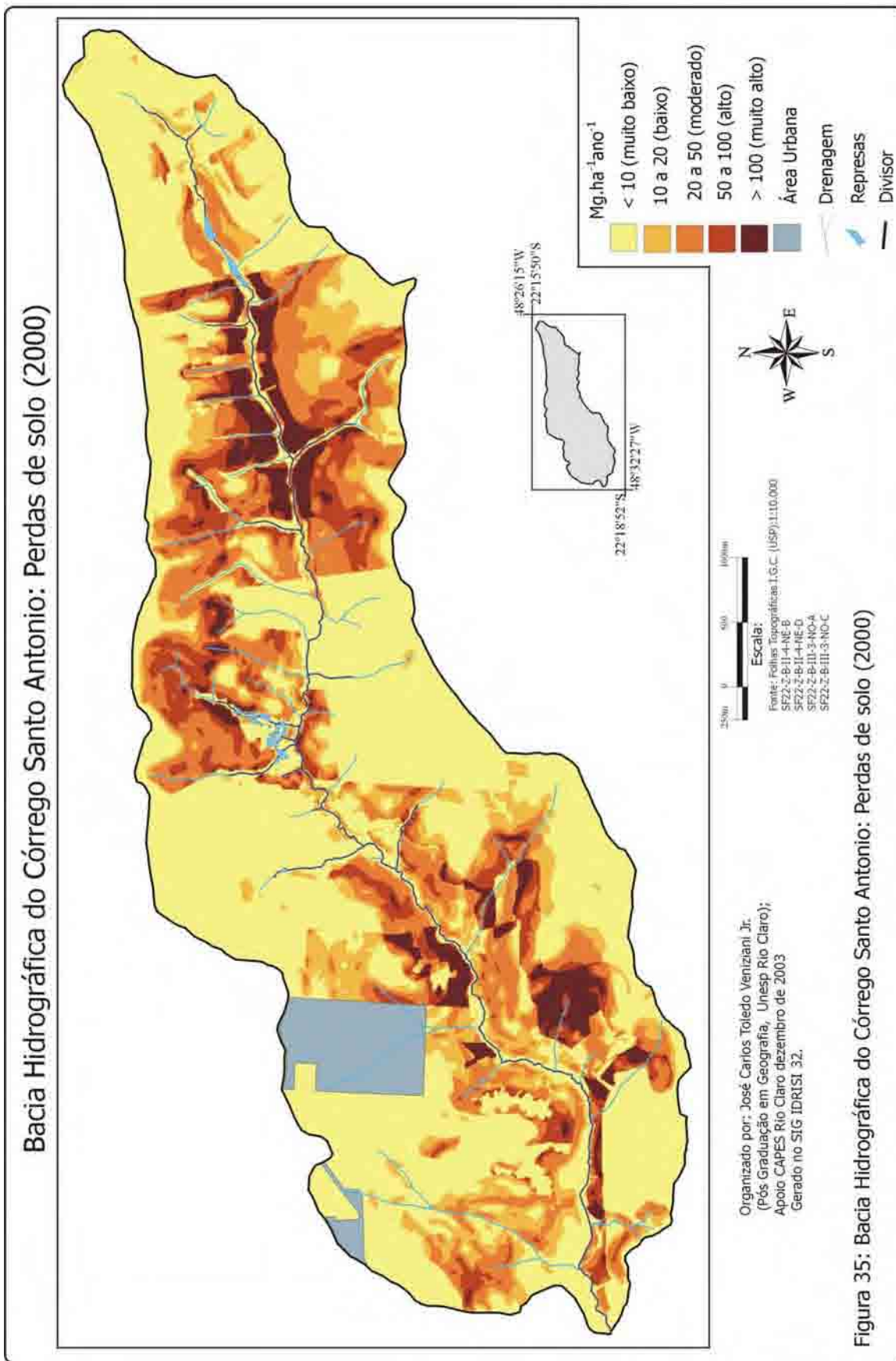
$$A=R.K.L.S.C.P$$

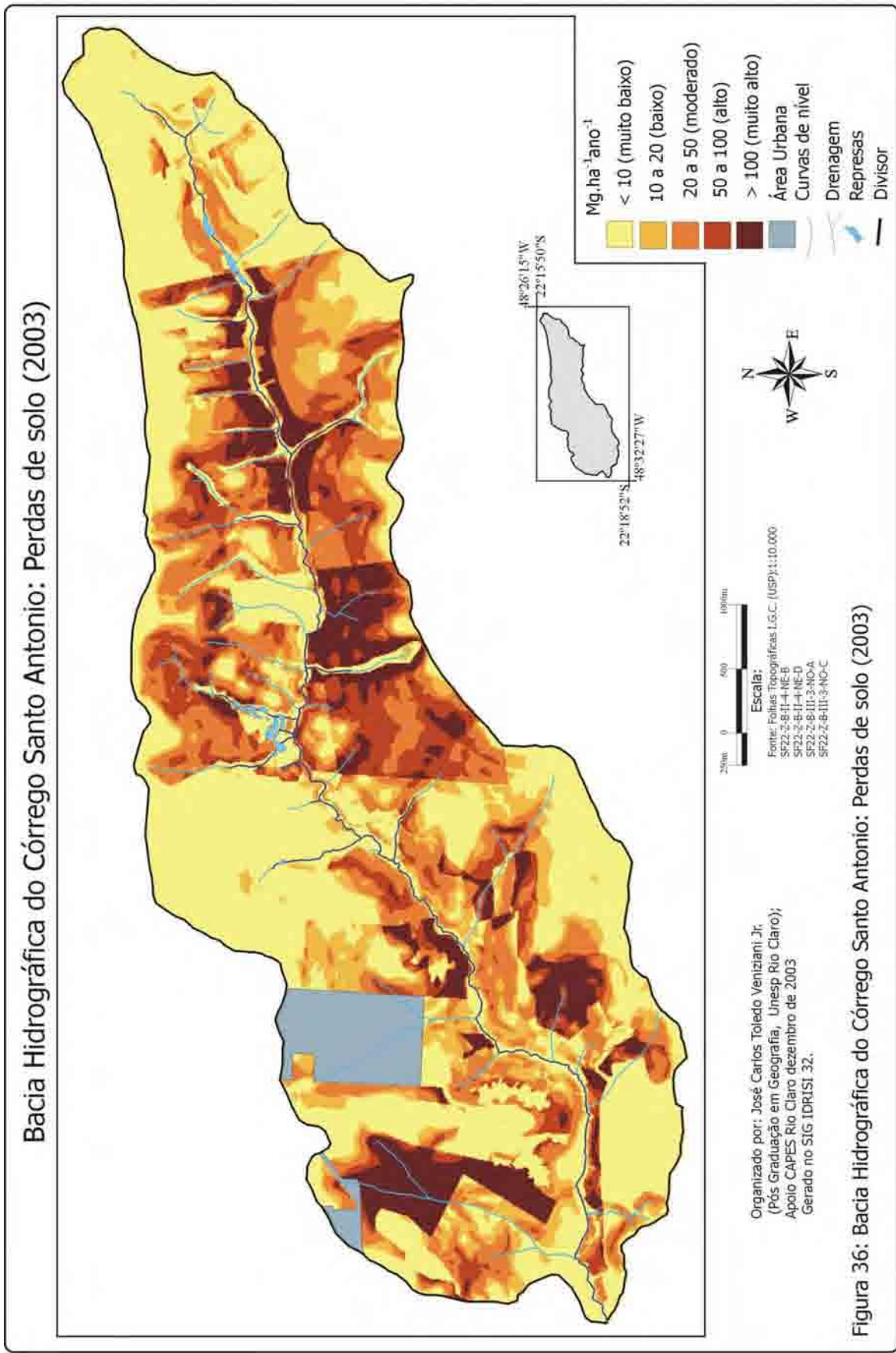
Os valores obtidos para cada fator da EUPS foram utilizados para implementar a EUPS no SIG IDRISI 32 por meio do comando MAP CALCULATOR. Foram obtidos mapas de perdas de solo relativos a dois períodos distintos um relativo ao ano 2000 e outro ao ano de 2003. Os mapas gerados reclassificados podem ser observados nas Figuras 35 e 36. A Tabela 23 apresenta os valores de área calculados para cada classe de perdas de solo. Os valores de perda anual de solos por unidade de área (A) são apresentados em $Mg.ha^{-1}ano^{-1}$ ou Mega gramas (Toneladas) por hectare ano.

Tabela 23: Distribuição das classes de perdas de solo estimadas por meio da EUPS

Perdas de solo (EUPS)	Área	2000		2003		
		Mg.ha ⁻¹ ano ⁻¹	ha	%	ha	%
classes						
muito baixa	> 10		1328,21	57,2	1098,45	47,3
baixa	10 a 20		289,86	12,5	296,44	12,8
moderada	20 a 50		389,83	16,8	433,93	18,7
alta	50 a 100		186,62	8,0	250,59	10,8
muito alta	> 100		125,82	5,4	240,93	10,4
total			2320,34	100	2320,34	100

A analisar a Tabela 23 observamos que a maior parte da área da bacia apresenta valores de perda de solo baixo e muito baixo, sendo notada uma queda de aproximadamente 10 % em sua área do ano 2000 em relação ano 2003. Verificamos também um grande aumento da área classificada como muito alta e um aumento significativo da área da classe muito alta. Na Figura 36 é possível notar que o aumento da área indicando que a perda solo muito alta e alta concentra-se em regiões nas quais ocorreu substituição de pastagem por cultivo de algodão, indicando a grande influência do tipo de cobertura vegetal nisto.





5.4 O Risco de Erosão

O risco de erosão pode ser entendido como a relação entre as perdas de solo e a tolerância às perdas de solo apresentadas pelas diferentes unidades pedológicas. Bertoni e Lombardi Neto (1990), estabeleceram os valores de tolerância (T) para diversos tipos de solo do estado de São Paulo por meio do estudo de 75 perfis de solos. O critério adotado por estes autores, foi a escolha das propriedades do solo consideradas essenciais no estabelecimento de padrões limite de tolerância. Estas propriedades são: profundidade do solo, relação textural entre os horizontes superficiais e sub-superficiais, escolha dos horizontes no perfil do solo, cálculo da quantidade de solo por unidade de superfície e período de tempo para desgastar a quantidade de solo da unidade de superfície.

Gracia (2001), apresenta valores de tolerância à perda de solos para os tipos de solo semelhantes aos encontrados na área estudada, estes valores podem ser observados na Tabela 24 . Os valores de tolerância foram associados ao mapa de unidades pedológicas por meio do comando ASSING do SIG IDRISI 32.

Tabela 24: Valores de tolerância às perdas de solo por unidade pedológica na bacia do córrego Santo Antonio

Tipos de solo	Tolerância (Mg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (ha)	Área %
PV1	8,9	55,43	2,39
LV1	12,6	214,09	9,23
LE1	15	302,73	13,05
LE3	15	729,76	31,45
LRe	13	34,84	1,50
TE1	13,4	88,19	3,80
Litólico	6,7	755,01	32,54
Gleissolo	0	140,46	6,05

Fonte: Bertoni e Lombardi Neto (1990); Gracia (2000)

5.4.1 Uso Permissível da Terra

A tolerância (T) às perdas de solo pode ser compreendida como a capacidade de cada unidade pedológica em repor a camada de solo perdida pelo processo erosivo no período de um ano. A partir da associação entre os valores de perda de solo obtidos pelo PNE e os valores de tolerância para cada unidade

pedológica podem ser obtidos os valores de fator C permissível. Para obtenção destes foi utilizada a relação proposta por Donzeli et al. (1992):

$$CP \text{ permissível} = T/PNE, \text{ (para } P = 1)$$

Onde:

C= fator C

P= prática conservacionista

A relação acima foi implementada no módulo OVERLAY do SIG IDRISI 32 e o mapa obtido foi reclassificado conforme as classes apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25: Distribuição areal do risco de erosão (fator C permissível) na bacia do córrego Santo Antonio

Grau de risco *	Fator C permissível	Área (ha)	Área (%)
baixo	>0,02	1206,38	51,99
médio	0,02 a 0,01	462,43	19,93
alto	<0,01	651,53	28,08
total		2320,34	100,00

* Reclassificado segundo a proposta de Donzeli et al. (1992).

Na Tabela 25 se percebe que quase 52% da área oferece baixo risco de erosão e tais ocorrências devem-se principalmente a baixos valores de erodibilidade e de fator topográfico. Observando a Figura 37 podemos verificar que estas áreas podem ser utilizadas para exploração agrícola com baixos impactos nas perdas de solo por erosão. As áreas de alto risco, que ocupam mais de 28% do total e devem ser destinadas a cultivos de baixo impacto nas perdas de solo tais como preservação ambiental, silvicultura e pastagens. Já nas áreas que apresentam um grau de risco médio que ocupam quase 20% da área total da bacia, acreditamos ser importante uma avaliação mais detalhada de cada região para que possa ser definida uma política de uso adequado do solo, evitando-se os cultivos agrícolas que proporcionem maior exposição do solo aos agentes erosivos.

5.5 Avaliação da Capacidade de Uso das Terras da Bacia do Córrego Santo Antonio

As classes de capacidade de uso do solo foram definidas a partir do método proposto por Bertolini et al. (1994). A base desta classificação foi obtida por meio da análise das características das diferentes unidades pedológicas, disponíveis nos trabalhos de Oliveira et al. (1981 e 1982); Oliveira e Prado (1984). Utilizou-se as seguintes variáveis para classificação conforme proposta de Gracia (2000):

a) Fertilidade aparente: obtida por meio da análise do valor de V% que (saturação de bases) representando a capacidade de retenção catiônica do solo, constituindo-se em um indicador bastante representativo de fertilidade. Se o valor V% for superior a 50% a fertilidade do solo pode ser considerada alta;

b) Profundidade efetiva do solo: se refere à espessura máxima do solo na qual as raízes não encontram impedimento físico à penetração;

c) Drenagem interna: indica a permeabilidade do solo ao longo de seu perfil, e é obtida por meio da análise granulométrica dos horizontes de cada tipo de solo.

d) Classes de declividade, foram utilizados os valores de declividade apresentados no mapa da Figura 11, os quais foram reclassificados conforme os intervalos e classes descritos na Tabela 26.

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Risco de erosão (uso permissível da terra)

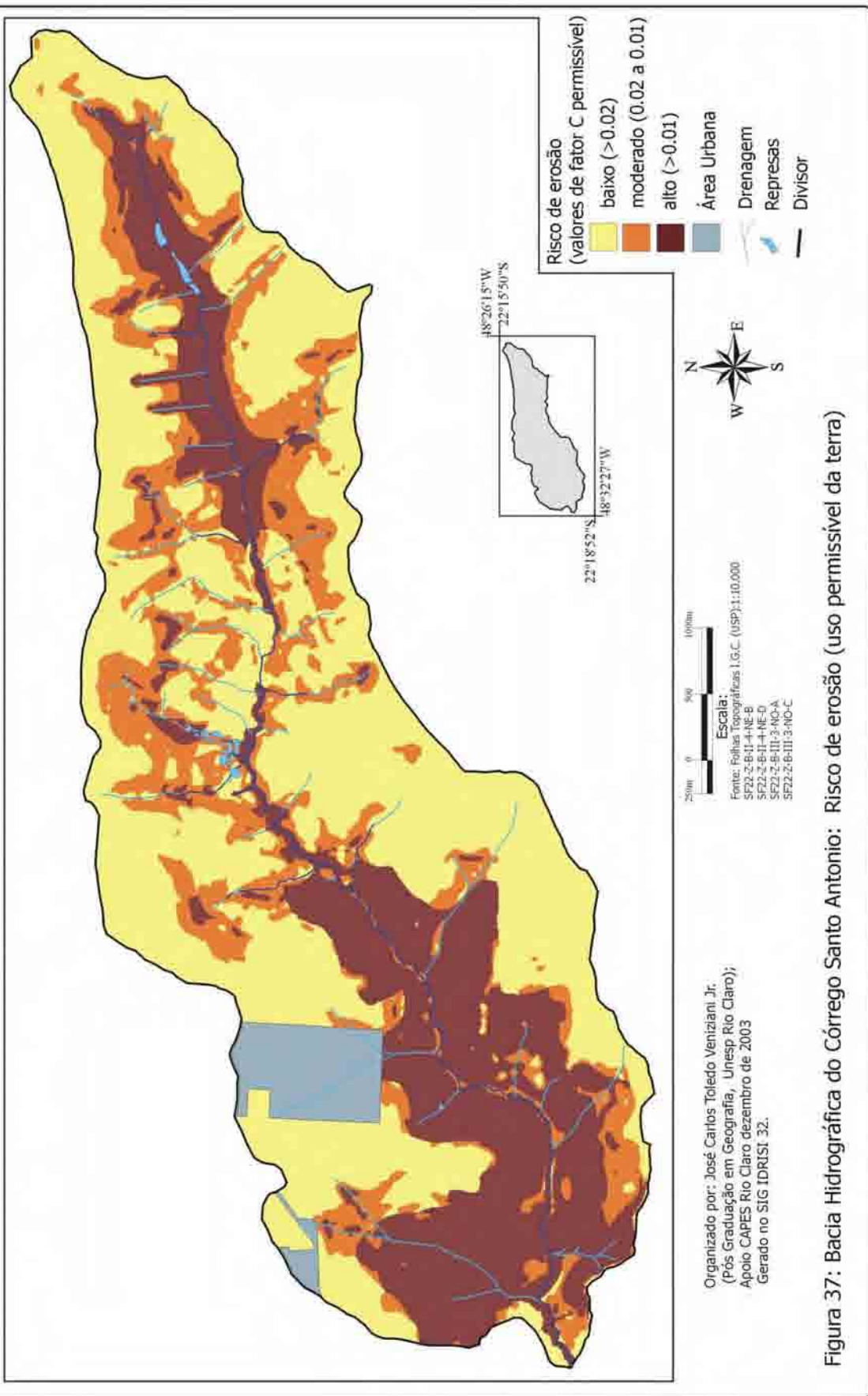


Figura 37: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Risco de erosão (uso permissível da terra)

As características levantadas a partir destas variáveis relativas a cada unidade pedológica, foram dispostas na Tabela 26 e posteriormente classificadas, gerando as classes de capacidade de uso. Estes resultados foram associados ao mapa de unidades pedológicas por meio do comando ASSING do IDRISI 32.

O mapa de classes de declividade e o mapa de unidades pedológicas associadas às classes de capacidade de uso foram integrados por meio do comando CROSSTAB do SIG IDRISI 32. A partir da análise da tabulação cruzada foram estabelecidas as classes de capacidade de uso, cujas características podem ser observadas na Figura 38. A Tabela 27 apresenta os valores de área calculados para as diferentes classes de capacidade de uso do solo.

Tabela 26: Classes de capacidade de uso obtidas a partir da descrição dos tipos de solo da bacia do córrego Santo Antonio. ⁽¹⁾

Classes	LV1	LE1	PV1	LE3	LRe	TE1	Litólico	Gley
Fertilidade	III	III	II	III	I	II	III	
Profundidade	III	III	III	I	I	II	VI	
Drenagem interna	II	II	III	III	III	IV	V	
Resultado final	III	III	III	III	II	III	VI	V*

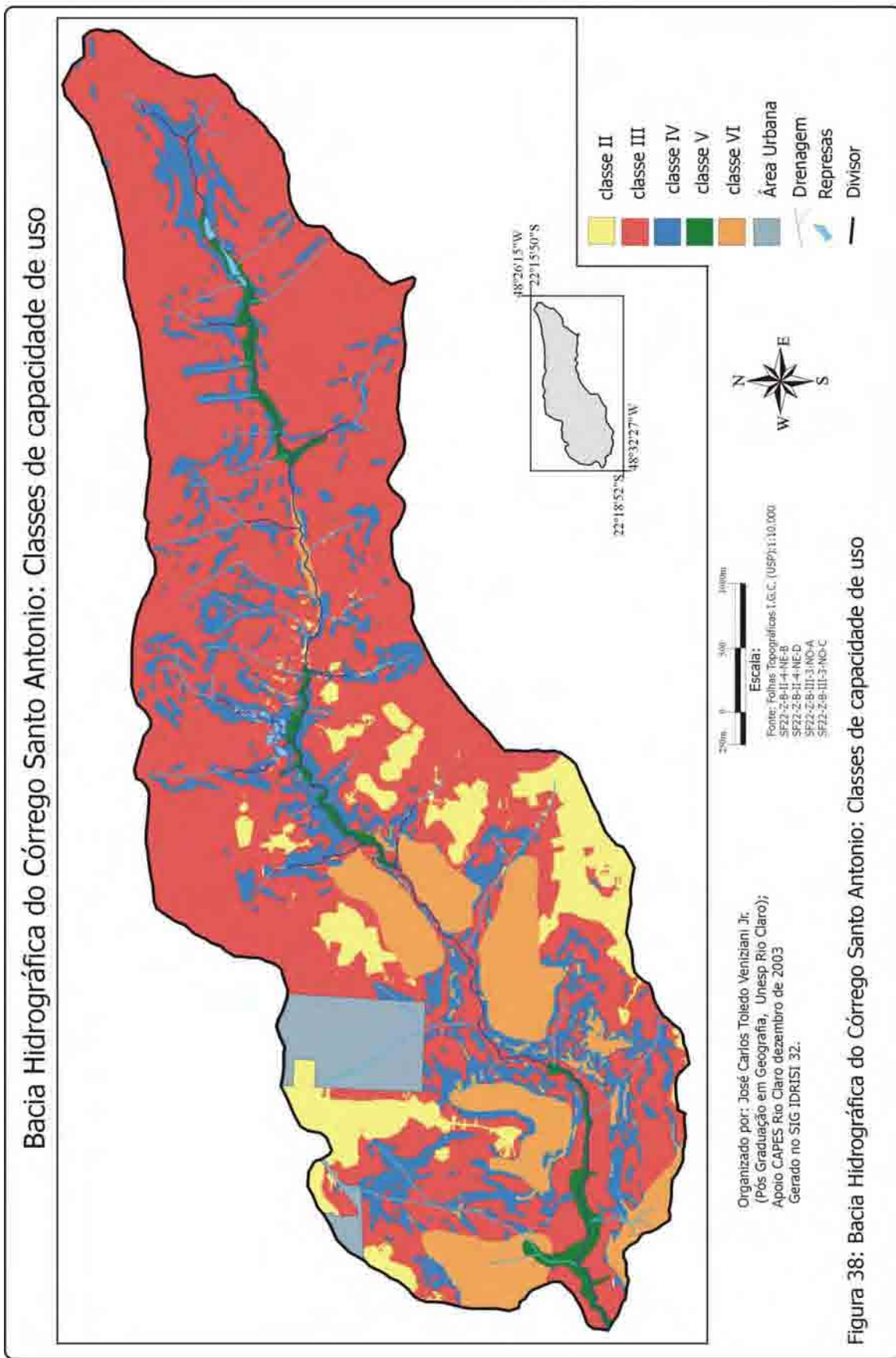
Fonte: Oliveira e Prado (1984) e Oliveira et al. (1981 e 1982).

*Obs. Segundo Lepsch (1991) todos os solos hidromórficos devem ser classificados como classe V.

⁽¹⁾ As descrições das classes de capacidade de uso de II a VI podem ser observadas na Tabela 5 pg. 51

Tabela 27: Distribuição areal das classes de capacidade de uso do solo na bacia do córrego Santo Antonio

Classes de capacidade de uso	ÁREA	
	ha	%
Classe II	208,52	9,0
Classe III	1470,18	63,4
Classe IV	350,84	15,1
Classe V	55,43	2,4
Classe VI	235,53	10,2
Total	2320,34	100



A Figura 38 e a Tabela 27 evidenciam que as áreas representadas pela classe VI ocupam mais de 10% do total da área. São compostas em sua maioria por solos litólicos, o que confirma a necessidade de destinação adequada ao uso agrícola destas áreas, à silvicultura, pastagem ou principalmente destinadas à recuperação ambiental. Isto se deve a espessura muito pequena deste tipo de solo e sua alta pedregosidade representando dificuldades ao cultivo.

Observamos ainda que, segundo a Tabela 27, mais de 63% da área da bacia foi avaliada como classe de capacidade de uso III, o que indica a possibilidade de utilização agrícola de essas áreas para cultivos anuais e perenes. Nestas áreas, se faz necessária uma prática conservacionista adequada para que não ocorram problemas relacionados às perdas de solo e queda de produtividade. Quanto à classe II, sua ocorrência é constatada em 9% do total área, possibilitando a exploração agrícola destas áreas por culturas anuais de alta intensidade, sem a necessidade de práticas conservacionistas mais complexas.

6 Avaliação da adequação do uso do solo

Para avaliar a adequação do uso do solo foram utilizados três procedimentos diferentes: o qualitativo, baseado nas classes de capacidade de uso associado ao uso atual do solo; o quantitativo, utilizando o risco de erosão ou fator C permissível associado ao mapa de fator C e outro qualitativo, obtido pela relação entre risco de erosão e o percentual de interceptação das gotas de chuva (PIGC) obtido do índice de vegetação (IVDN).

6.1 Avaliação da adequação do uso do solo a partir das classes de capacidade de uso

O sistema de classificação baseado em classes de capacidade de uso é fundamentado principalmente nas características das diferentes unidades pedológicas associadas à declividade. Apresentam um critério de avaliação da capacidade de utilização do solo mais simplificado e voltado para fins de adaptabilidade destes para a produção agrícola, sem o surgimento de problemas relacionados a perda de produtividade e a erosão do solo.

Anteriormente ao procedimento para obtenção do mapa de adequação do uso, foi necessária a realização da reclassificação do mapa de uso do solo em seis novas classes adequadas ao tipo de avaliação que foi realizado. A Tabela 28 apresenta os tipos de uso e as novas classes as quais aqueles foram atribuídos.

Tabela 28: Reclassificação dos tipos de uso do solo na bacia do Córrego Santo Antonio segundo os agrupamentos propostos por Gracia (2001)

Uso do solo	Uso do solo (GRACIA, 2001)
algodão	cultura anual
áreas abandonadas	pastagem
café	cultura perene
cana de açúcar	cultura semiperene
faixa de domínio do DER	-
mata ciliar	mata
mata primária	mata
mata secundária	mata
milho	cultura anual
pastagens	pastagem
pesqueiro	pastagem
pomares	cultura perene
reflorestamento	silvicultura
sedes	-
Áreas urbanas	-

Fonte: mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Santo Antonio.

Para obtenção da adequação do uso do solo a partir das classes de capacidade de uso foi realizada a integração entre os mapas de capacidade de uso e o mapa de uso do solo utilizando-se o comando CROSSTAB do SIG IDRISI 32. Podemos observar a distribuição das áreas dos diferentes tipos de uso em relação às classes de capacidade de uso para o ano 2000 e 2003 na Tabela 29.

Observando a Tabela 29 nota-se que no ano 2000 cerca de 2144 ha ou aproximadamente 98% da área apresentava uso adequado, segundo o sistema de classificação de capacidade de uso. Isto ocorre pelo fato desse sistema trabalhar com a hipótese de com a utilização de práticas conservacionistas adequadas, a capacidade de utilização do solo é praticamente ilimitada, para determinadas unidades pedológicas. Notamos ainda que a presença de grandes áreas de pastagem que somam mais de 1094 ha ou quase 50% da área total que proporcionam grande proteção reduzindo bastante a classificação como uso inadequado. Na bacia do córrego Santo Antonio não foram encontradas ocorrências da classe VIII que é considerada, por este sistema de classificação a única classe com restrição total ao uso agrícola.

Tabela 29: Distribuição do uso do solo segundo as classes de capacidade de uso na bacia do córrego Santo Antonio nos anos 2000 e 2003

Uso	Classes de capacidade de uso																	
	II		III		IV		V		VI		Total (ha)		Total (%)					
	2000	2003	%var.	2000	2003	%var.	2000	2003	%var.	2000	2003	%var.	2000	2003	%var.	2000	2003	
mata	0,73	0,73	0	46,86	46,86	0	27,24	27,24	0	7,36	7,36	0	26,61	26,61	0	108,8	108,8	0
silvicultura	0	0	0	3,98	3,98	0	0,24	0,24	0	0	0	0	1,47	1,47	0	5,69	5,69	0
pastagem	73,99	17,63	-76,17	632,95	448,58	-29,13	177,6	141,43	-20,37	42,81	42,77	-0,09	163,99	162,24	-1,07	1091,34	812,65	-24,63
cultura perene	51,35	51,35	0	87,67	87,67	0	19,41	19,41	0	0,95	0,95	0	13,83	13,83	0	173,21	173,21	0
cultura semiperene	63,98	63,98	0	597,94	597,94	0	110,46	110,46	0	1,62	1,62	0	24,15	24,15	0	798,15	798,15	0
Cultura anual	0	56,36	-	6,58	190,43	2794,07	0,84	37,01	4305,95	2,32	2,36	1,72	0,15	2,42	1513,33	9,89	288,58	288,69
Total (ha)	190,05	190,05		1375,98	1375,46		335,79	335,79		55,06	55,06		230,2	230,72		2187,08	2187,08	
Total (%)	8,69	8,69		62,91	62,89		15,35	15,35		2,52	2,52		10,53	10,55		100	100	

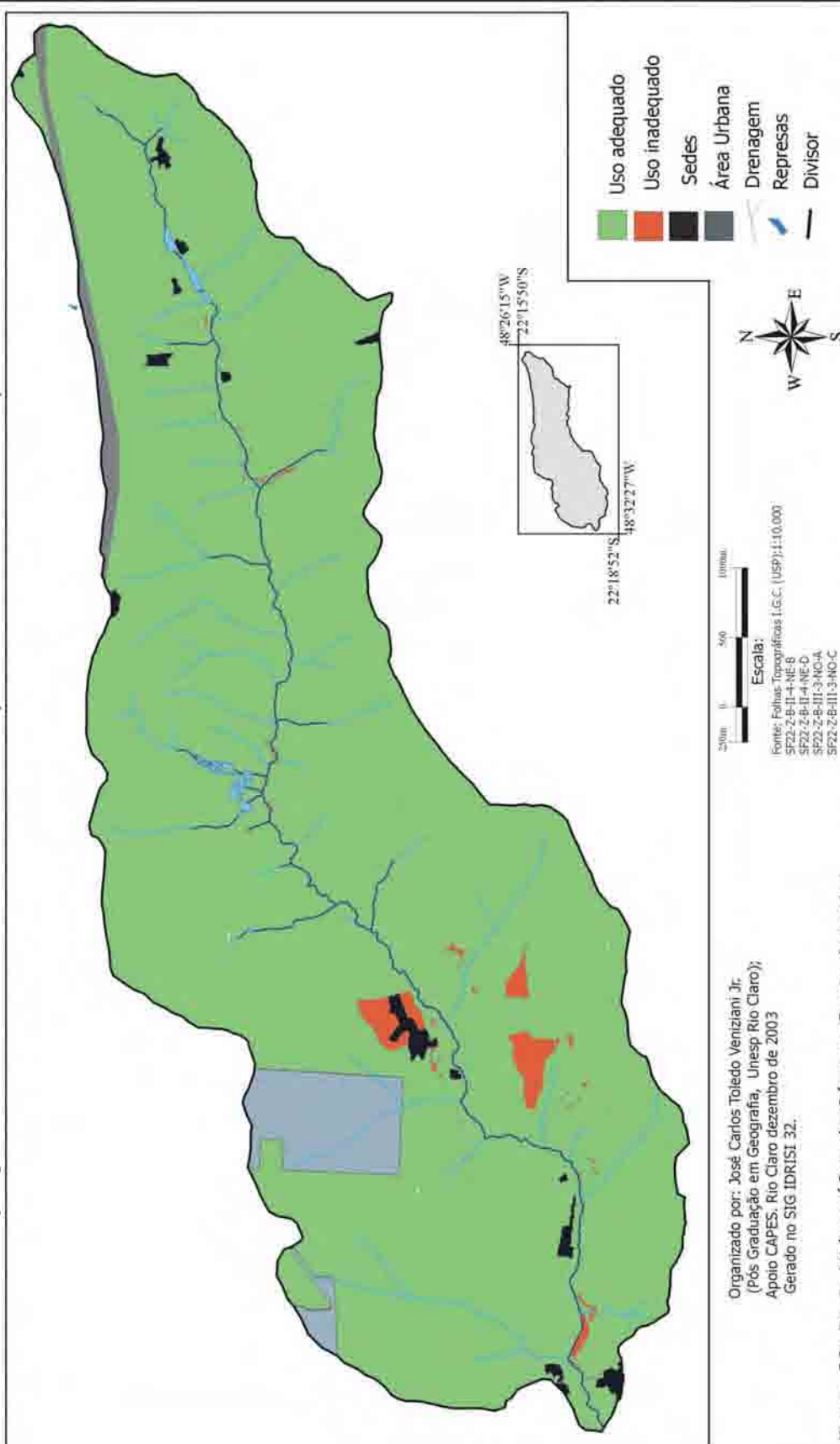
uso inadequado

uso adequado

mata

Ainda segundo a Tabela 29, temos que mais de 97% da área, no ano 2003, encontra-se adequada ao uso, indicando que apesar das alterações no uso do solo na região, não ocorreram mudanças na adequação do uso segundo o sistema de classes de capacidade de uso. Nas Figuras 39 e 40, respectivamente podemos observar os mapas da distribuição da adequação do uso do solo na bacia para os anos 2000 e 2003.

**Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2000 a partir das classes de capacidade de uso**

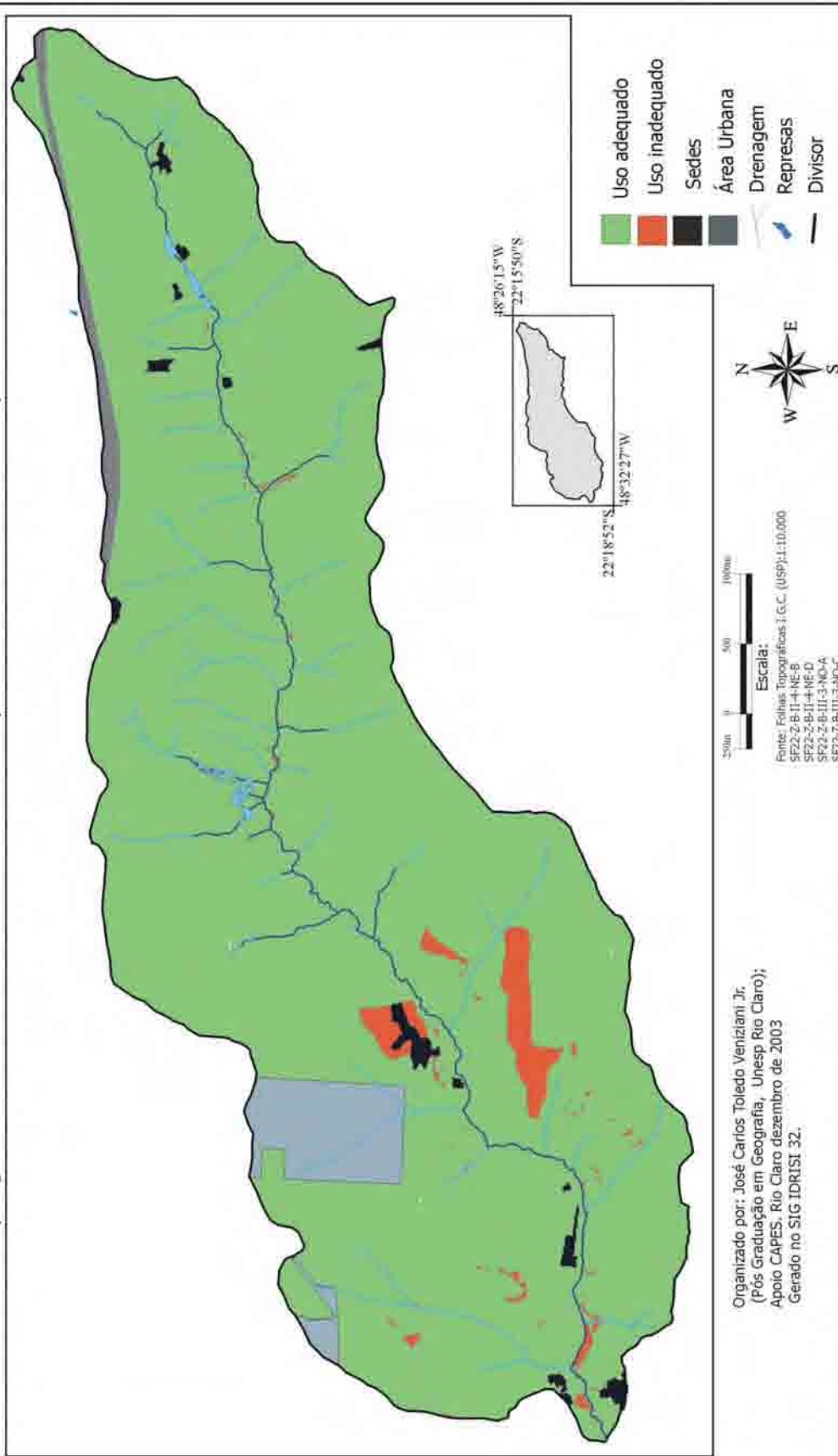


Organizado por: José Carlos Toledo Veneziani Jr.
(Pós Graduação em Geografia, Unesp Rio Claro);
Apoio CAPES, Rio Claro dezembro de 2003
Gerado no SIG IDRISI 32.

Escala:
Fontes: Folhas Topográficas I.G.C. (USP):1:10.000
SF22-Z-B-II-4-NE-B
SF22-Z-B-II-4-NE-D
SF22-Z-B-II-3-NO-A
SF22-Z-B-II-3-NO-C

**Figura 39: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2000 a partir das classes de capacidade de uso do solo**

**Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2003 a partir das classes de capacidade de uso**



Organizado por: José Carlos Toledo Veneziani Jr.
(Pós Graduação em Geografia, Unesp Rio Claro);
Apoio CAPES, Rio Claro dezembro de 2003
Gerado no SIG IDRISI 3.2.

Escala:
Fonte: Folhas Topográficas I.G.C. (USP):1:10.000
SF22-Z-B-II-4-NE-B
SF22-Z-B-II-4-NE-D
SF22-Z-B-III-3-NO-A
SF22-Z-B-III-3-NO-C

**Figura 40: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2003 a partir das classes de capacidade de uso do solo**

6.2 Avaliação da adequação do uso do solo a partir do risco de erosão

A adequação do uso do solo baseada no risco de erosão foi obtida de duas formas distintas uma quantitativa, fundamentada no mapa de risco de erosão (fator C permissível) associado ao mapa de uso do solo (fator C) e outra qualitativa realizada a partir do mapa de risco de erosão e do percentual de interceptação das gotas de chuva (PIGC).

6.2.1 Adequação do uso do solo a partir do fator C

Para a avaliação da adequação do uso do solo utilizando os valores de fator C permissível, foi feita uma operação aritmética no SIG IDRISI 32 por meio do comando OVERLAY. Os valores obtidos representam a diferença entre os valores de fator C permissível e os valores de fator C para cada tipo de uso do solo para 2000 e 2003.

Temos então que os valores maiores ou iguais a zero representam o uso adequado do solo, pois o valor do fator C permissível é maior ou igual aos valores do fator C do uso. Quando os valores de C permissível são menores que os valores de C referentes ao uso, o valor será negativo. Os valores obtidos foram reclassificados considerando e maiores ou iguais a zero, adequados e os valores menores que de zero inadequados.

A Tabela 30 apresenta a distribuição da adequação do uso do solo baseada no risco de erosão para os anos 2000 e 2003. Podemos notar que em 2000 mais de 49% da área apresentava uso adequado, porém, em 2003 ocorreu uma queda neste valor atingindo um pouco mais de 38%.

Ao observar os mapas de adequação relativos aos respectivos anos (Figuras 41 e 42 e a Tabela 30), fica evidente a influência da expansão do cultivo do algodão (cultura anual) no aumento da inadequação do uso. As culturas anuais classificadas como uso inadequado que representavam apenas 0,45% do total da em 2000, passaram a representar mais de 12% em 2003. Isto se deve aos altos valores de fator C que possui a cultura do algodão.

Notamos que, em relação ao sistema de classes de capacidade de uso, este tipo de avaliação apresentou um aumento muito grande nas áreas classificadas como uso inadequado. Isto pode ser explicado basicamente pela metodologia empregada no modelo baseado na EUPS. Este modelo apresenta uma variável que não foi implementada neste estudo, a prática conservacionista, sendo que estes valores de adequação podem ser alterados a partir da implementação deste fator na avaliação do risco de erosão.

Tabela 30: Distribuição areal da adequação do uso por tipo de uso do solo na bacia do córrego Santo Antonio

Tipos de uso	Adequação (2000)				Adequação (2003)			
	adequado (ha)	inadeq. (ha)	adequado (%)	inadeq. (%)	adequado (ha)	inadeq. (ha)	adequado (%)	inadeq. (%)
mata	101,38	7,43	4,64	0,34	101,38	7,42	4,64	0,34
silvicultura	3,44	2,26	0,16	0,10	3,44	2,26	0,16	0,10
pasto	748,21	341,33	34,21	15,61	488,58	321,28	22,34	14,69
perene	80,78	92,58	3,69	4,23	80,78	92,58	3,69	4,23
semiperene	143,16	656,62	6,55	30,02	143,16	656,62	6,55	30,02
anual	0	9,89	0,00	0,45	22,16	267,42	1,01	12,23
total	1076,97	1110,11	49,24	50,76	839,5	1347,58	38,38	61,62
total geral		2187,08		100,00		2187,08		100,00

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2000 a partir dos valores de fator C permissível

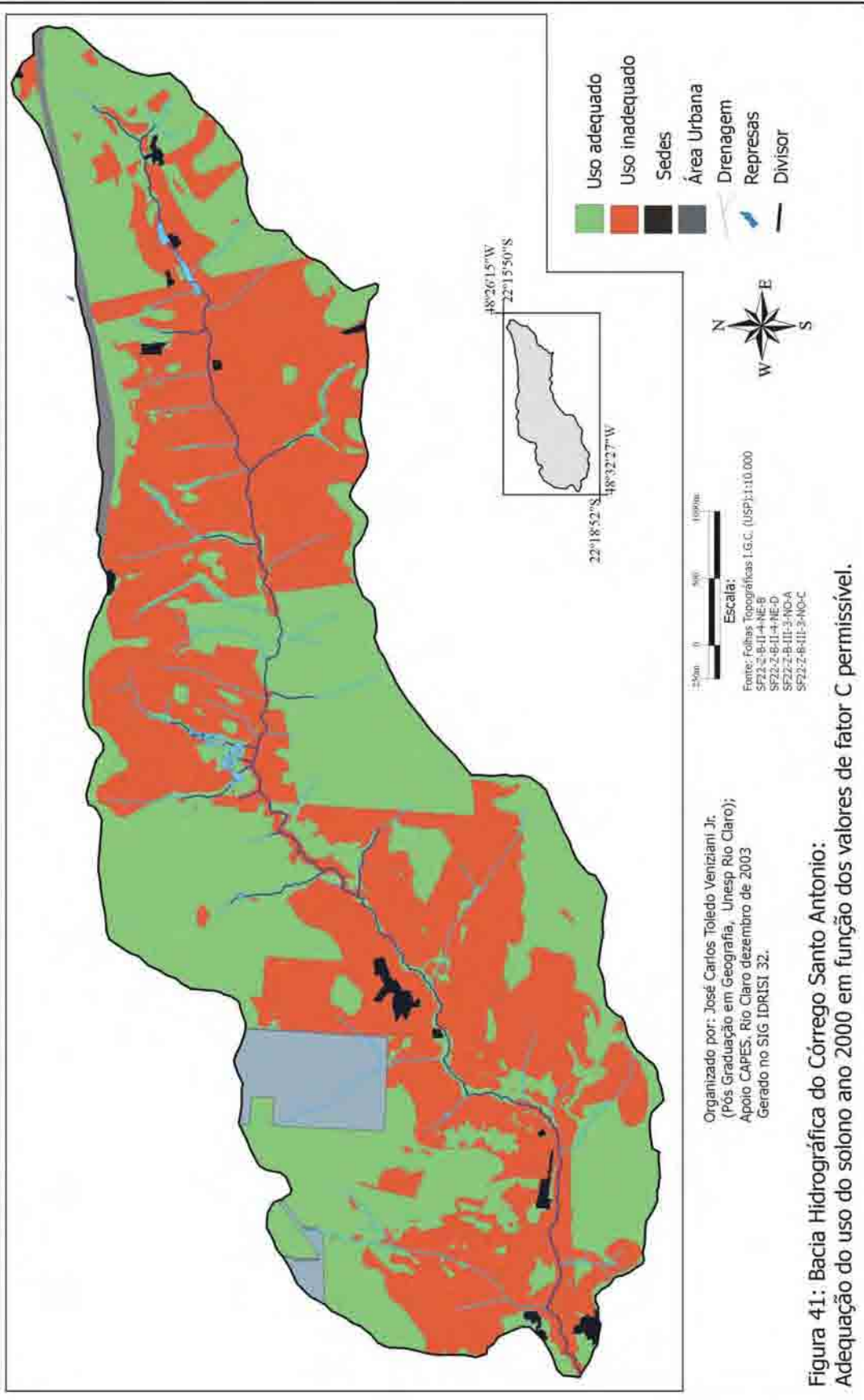


Figura 41: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:

Adequação do uso do solo no ano 2000 em função dos valores de fator C permissível.

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2003 a partir dos valores de fator C permissível

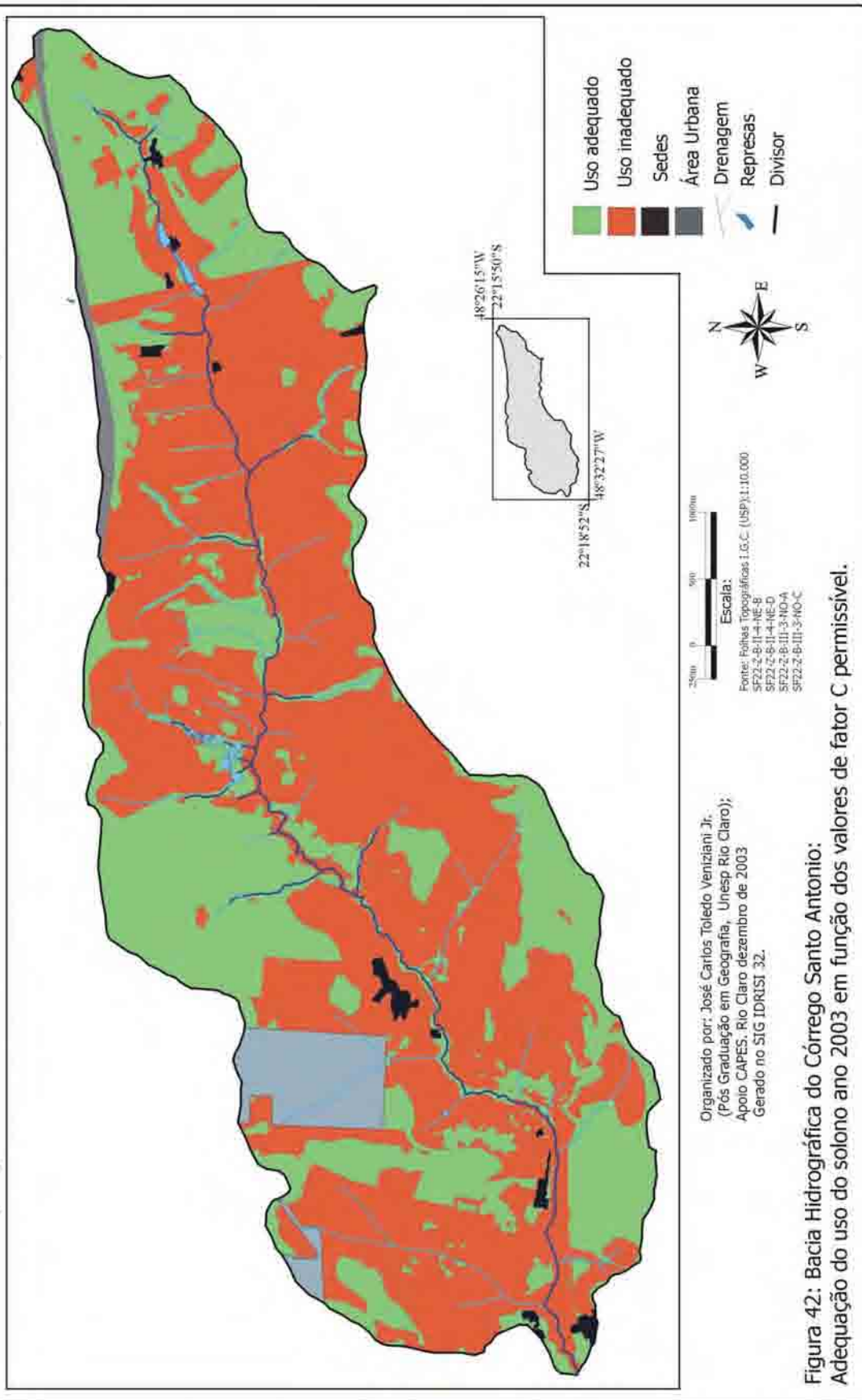


Figura 42: Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio:
Adequação do uso do solo no ano 2003 em função dos valores de fator C permissível.

6.2.2 Adequação do uso do solo a partir do percentual de interceptação das gotas de chuva

Outra forma de avaliação também foi realizada utilizando-se agora os mapas de risco de erosão e de percentual de interceptação das gotas de chuva este classificado segundo as classes apresentadas na Tabela 31. A partir de uma tabulação cruzada realizada através do comando CROSSTAB do SIG IDRISI 32, pode-se observar (Tabela 31), que cerca de 1322 ha ou 60,49% apresentam adequação da proteção do solo em função do risco de erosão. Temos então que a relação PIGC médio e risco baixo, ocupam cerca de 646 ha ou quase 30% do total da área avaliada. Nota-se ainda, que classes de risco alto apresentaram mais de 622 ha ou mais de 28% do total distribuído pelas classes médio, baixo e solo exposto de PIGC.

Em geral temos que a adequação do uso do solo baseada no risco de erosão e no PIGC apresentaram a existência de áreas que devem ser reavaliadas quanto ao seu uso, pois promovem a exposição total do solo durante alguns períodos do ano podendo provocar nessas áreas, a ocorrência de eventos nocivos relacionados à erosão.

Tabela 31: Distribuição do PIGC pelas classes de risco de erosão na bacia do córrego Santo Antonio

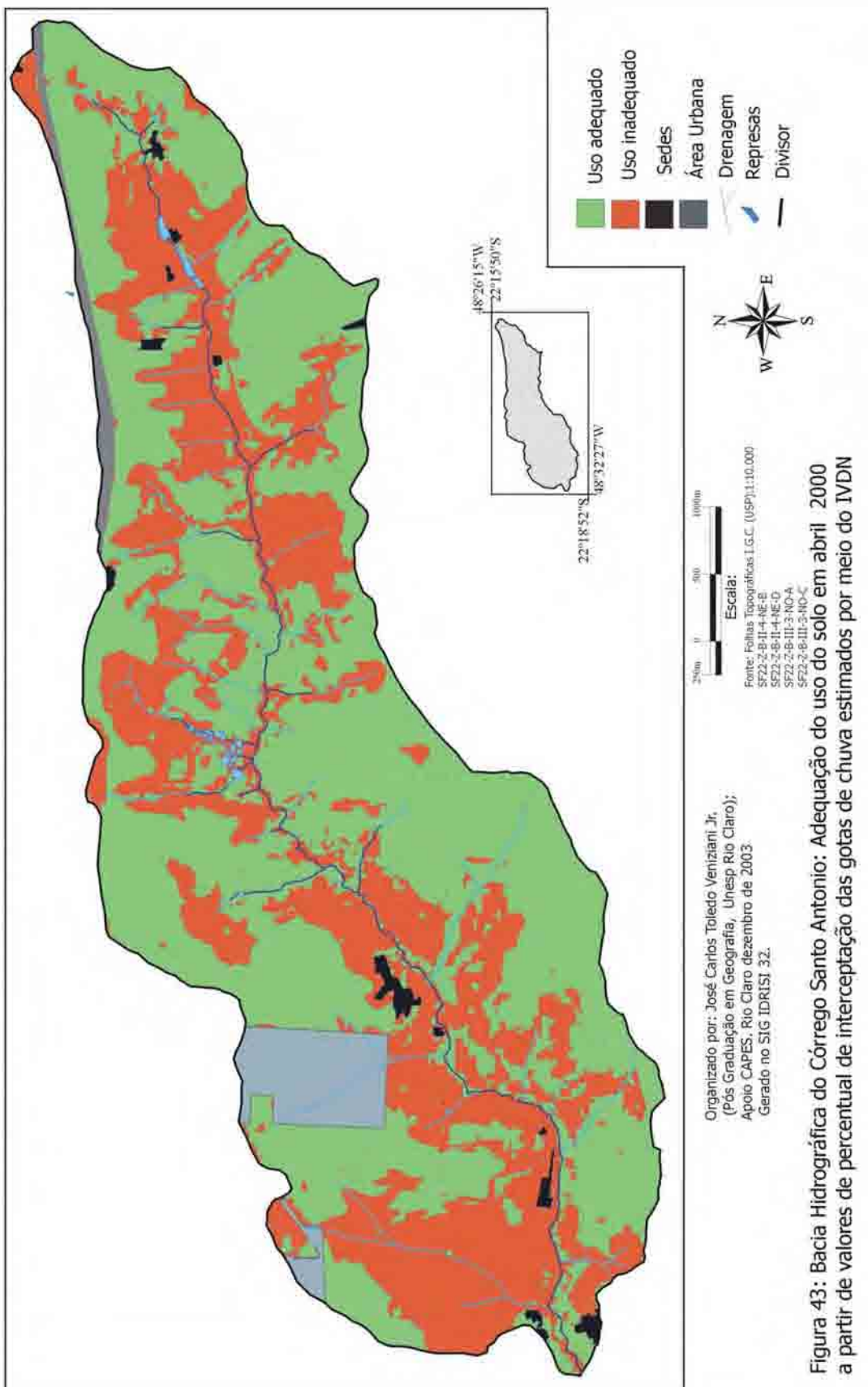
PIGC	Risco de erosão intervalos de classe	Risco de erosão			total (ha)	total (%)
		baixo >0,02	moderado 0,02 a 0,01	alto <0,01		
alto	>60	47,41	20,65	9,71	77,77	3,56
médio	45 a 60	646,17	267,17	248,52	1161,86	53,12
baixo	10 a 45	331,78	111,2	248,33	691,31	31,61
solo exposto	<10	85,29	45,33	125,52	256,14	11,71
total (ha)		1110,65	444,35	632,08	2187,08	
total (%)		50,78	20,32	28,90		100,00

uso inadequado
 uso adequado

Na Figura 43 pode-se observar a distribuição espacial da adequação do uso do solo baseado nas classes de risco de erosão e no PIGC. Podemos verificar que a ocorrência de áreas ocupadas pelo cultivo de cana de açúcar que apresentam

áreas bem protegidas, e outras que apresentam solo exposto indicando que a variação da proteção do solo de um mesmo ano é bastante significativa.

Bacia Hidrográfica do Córrego Santo Antonio: Adequação do uso do solo em abril 2000 a partir de valores de percentual de interceptação das gotas de chuva estimados por meio do IVDN



6.3 Análise comparativa entre os métodos para obtenção da adequação do uso do solo

Para a realização da comparação entre os diferentes métodos de obtenção da adequação do solo, optamos por recorrer a um teste de correspondência areal utilizando-se o comando CROSSTAB do SIG IDRISI 32, entre os mapas de adequação do uso do solo para o ano 2000 fundamentados no risco de erosão sendo um baseado no fator C e outro no percentual de interceptação das gotas de chuva (PIGC). A adequação do uso baseada no sistema de classes de capacidade de uso foi excluída desta análise, por entendermos que é difícil a comparação entre este sistema e o risco de erosão, pois conforme abordado anteriormente, as práticas conservacionistas não foram consideradas no cálculo do risco de erosão.

A avaliação da correspondência areal, entre os dois mapas de adequação do uso do solo foi realizada com a utilização do índice KAPPA (ROSENFELD, 1986 apud EASTMAN, 1999) obtido pelo comando CROSSTAB. Ele representa uma medida de similaridade entre mapas raster e apresenta valores variando entre zero e um, sendo o um, similaridade total e o zero, ausência total de similaridade. Os valores obtidos do índice KAPPA utilizando como referência o mapa de adequação baseado no fator C foram de 0,7276 para a classe adequado e 0,4811 para a classe inadequado. Isto indica um valor considerável correspondência para a classe adequado e um valor não muito representativo para a classe inadequado (Tabela 32).

Tabela 32: Valores do índice KAPPA obtidos da relação entre os mapas de adequação do uso do solo para o ano 2000 utilizando-se o fator C e o PIGC

Categorias de adequabilidade	Índice KAPPA
adequado	0,7276
inadequado	0,4811

Podemos entender que não ocorre uma completa correspondência areal por diferenças básicas entre os valores de fator C e os valores de PIGC, sendo

que os valores de fator C representam médias anuais relativas às perdas de solo e os valores de PIGC representam um retrato instantâneo das características de proteção do solo proporcionadas pela vegetação para mês de abril do ano 2000.

Existem vantagens na utilização do PIGC na avaliação da adequação do uso se o objetivo for a verificação de um momento específico que pode estar relacionado à ocorrência de precipitação intensa causando o rompimento de barragens, enchentes e até mesmo o excesso de sedimentos em reservatórios.

Acreditamos ainda que a utilização de uma análise temporal de resolução mais fina, pelo menos mensal, de PIGC, pode proporcionar maior correlação entre os valores das variáveis analisadas. Esta variação anual pode ser facilmente obtida, por meio de imagens do satélite LANDSAT 7, que apresentam boa resolução temporal (15 dias), facilitando muito este tipo de estudo.

7 Conclusões e Recomendações

Os estudos sobre erosão dos solos e hidrologia, além de outras variáveis, necessitam ser balizados também por informações representativas e atualizadas da cobertura vegetal. Estas informações quando obtidas a partir de imagens orbitais e de fotografias aéreas, possibilitam a estimativa - com relativa precisão - da qualidade e da quantidade de cobertura do solo pela vegetação, seja ela natural ou cultivada.

Um dos principais recursos disponibilizados pelas imagens orbitais é a obtenção de mapas de índice de vegetação, os quais representam com muita propriedade a quantidade de biomassa que recobre a superfície imageada. Neste aspecto foi possível constatar que o índice de vegetação da diferença normalizada apresenta resultados mais significativos na estimativa da proteção do solo. Isto ocorre porque o outro índice avaliado – o índice perpendicular de vegetação - apesar de incluir os parâmetros referentes à reflectância do solo, não é capaz de evidenciar a variabilidade do comportamento espectral de diferentes unidades pedológicas, distorcendo a informação relativa à cobertura vegetal.

A associação entre índices de vegetação e o percentual de interceptação das gotas de chuva foi também satisfatória, embora a amostragem de campo não tenha sido a mais ideal, para a estimativa mais precisa, sugerimos a elaboração de experimentos hidrológicos de superfície como medida da relação entre o DN do índice de vegetação e o percentual de água de chuva que atinge o a superfície do solo.

Um outro fator importante a salientar é a característica temporal da informação gerada, uma vez que a imagem representa um momento específico relacionado ao instante de sua aquisição. Julgamos possível a aplicação desta metodologia em diagnósticos ambientais, estudos de sedimentação em represas, enchentes entre outros. Em estudos mais amplos, principalmente relativos a variações anuais, a associação entre imagens sazonais pode ser um bom recurso para garantir uma maior representatividade do IV ao longo do ano agrícola.

Quanto ao risco de erosão, a maior parte dos solos da área apresentam altos valores de tolerância às perdas de solo, reduzindo o risco de erosão em grande parte da bacia. Os solos litólicos e o solo podzólico (PV1) possuem valores de tolerância menores indicando a necessidade de um maior controle sobre o uso do solo nestas áreas. As demais áreas que apresentam alto risco são influenciadas principalmente pela topografia que eleva o risco em função do aumento da declividade e da extensão das vertentes.

A avaliação da adequação do uso do solo para 2000 a partir do sistema de classes de capacidade de uso, demonstrou que a maior parte da bacia do córrego Santo Antonio apresenta uso do solo adequado. Isto ocorre pelo fato da área estudada apresentar um manejo do solo adequado fundamentado em práticas conservacionistas, que atuam como fatores de redução do risco à erosão.

Os resultados de adequação do uso do solo para 2000, obtidos a partir da classificação do risco de erosão fundamentado no modelo da EUPS, apresentaram diferenças que podem ser explicadas pelas próprias características das diferentes metodologias. Isto ocorre porque o fator C representa apenas valores médios anuais relativos à proteção do solo, enquanto os valores de PIGC representam um retrato instantâneo das características da proteção do solo pela cobertura vegetal.

Podemos observar que a situação na bacia hidrográfica do Córrego Santo Antonio é relativamente estável, constatando-se que os principais tipos de uso são a cana de açúcar e pastagem, as quais oferecem relativa proteção ao solo. Entretanto, por meio de uma avaliação feita através de levantamento de campo, foi possível perceber uma grande expansão do cultivo de algodão nos últimos anos. Isto pode representar o surgimento de graves problemas em um curto espaço de tempo, influenciando diretamente na quantidade e na qualidade da água produzida pelo manancial em questão. Tal preocupação pode ser explicada pelo fato do cultivo do algodão oferecer pouca cobertura ao solo e ainda necessitar da utilização excessiva de defensivos agrícolas, os quais são transportados à rede hidrográfica, e posteriormente, depositados junto aos sedimentos no reservatório de captação de água. Este fator é agravado pela quase total ausência de mata ciliar na bacia.

Acreditamos ser necessária também, a intervenção do poder público na área incentivando cultivos agrícolas que ofereçam maior proteção ao solo, além de um controle bastante intenso sobre os fertilizantes e agrotóxicos aí empregados. Fica evidente ainda, a importância da recomposição total da mata ciliar na área da bacia, para que possa ser garantida a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos disponibilizados por este importante manancial do município de Jaú.

8 Referências Bibliográficas

AGAREZ, F. V.; VICENS, R. S.; CRUZ, C. M.; NOGUEIRA, C. R.; GARAY, I. Utilização de índice de vegetação na classificação integrada de fragmentos florestais em Mata Atlântica de Tabuleiros no município de Sooretama, ES. **In: Anais do X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE, Foz do Iguaçu, p. 1499-1507, 2001.

ALMEIDA, F. F .M., et al. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. IPT, São Paulo, 1981.

ALMEIDA, J. R. de; TERTULIANO, M. F. Diagnose dos sistemas ambientais métodos e indicadores. In: CUNHAS. B. da; GUERRA, A. J. T. **Avaliação e perícia ambiental**. 2ª ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 294p, 1999.

ANDERSON, P.S.; RIBEIRO, A. Introdução a fotointerpretação. In: ANDERSON P. S. **Fundamentos para fotointerpretação**. Sociedade Brasileira de Cartografia, Rio de Janeiro, p.1-6, 1982.

BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas**. Série didática, UFUSC, Florianópolis, 111p, 1994

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Ícone Editora 3ª edição. Campinas SP, 393p, 1990.

BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I.; BELINAZZI JR., R. Classificação técnica. In BERTOLINI et al. **Manual técnico de manejo e conservação do solo** vol. II, CATI, Campinas p 121-156 ,1994

BOTELHO, R. G. M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. In: GUERRA, A., J. T.; SILVA, A., S.da; BOTELHO, R., G., M **Erosão e conservação**

dos Solos. Rio de Janeiro, p 268-300, 1999.

BURIN, R. H. **Avaliação temporal de perdas de solo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Preto (SP) utilizando geoprocessamento.** Dissertação de Mestrado, UNESP. Rio Claro, 135f 1999.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D. ; SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura.** 2ª ed.rev. ampl. Embrapa, CPAC, Brasília. p 3-12, 1998

CAMPBELL, J. B. **Introduction to Remote Sensing.** Guilford Press, New York , 622p, 1996.

CARLSON, T .N.; RIPLEY, D.A. On the relation NDVI, fractional vegetation and leaf area index. **Remote Sensing Environment.** v. 62, p.241-252, 1997.

CAVALLI, A. C. **Utilização de dados espectrais dos sensores TM/LANDSAT -5 e AVHRR/NOAA-14 como indicadores de processos de degradação do solo.** Tese de doutorado, UNESP, Rio Claro. 153f, 1999.

CHEN, S. C. **Informações espectrais e texturais de vegetação da Região Amazônica a partir de dados do sensor TM do satélite LANDSAT.** Tese de Doutorado, USP. São Paulo, 135f, 1996.

COX, C.; MADRAMOOTOO, C. Application of geographic information systems in watershed management planning in St. Lucia. In: **Computers and Eletronics in Agriculture** n. 20, p 229-250, 1998

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto.** IG- Unicamp. Campinas-SP, 170p, 1992.

DONZELI, P. L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto, aplicadas ao diagnóstico básico para o planejamento e monitoramento de micro bacias hidrográficas. Campinas **Documento IAC**, n. 29, ps 91-119, 1992.

EASTMAM, J. R. **Idrisi for Windows: user's guide**, vols. I and II. Dept. of Geography of Clark University, Worcester, MA, EUA, 1999.

EPIPHANIO, J. C. N.; ALMEIDA Jr., A. C.; FORMAGGIO, A. R. Desenvolvimento do trigo avaliado com dois índices de vegetação. **In Anais do 8º Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, INPE, Salvador, 1997 p. 129-134, 1996.

FERREIRA, M. C. **Dados de sensoriamento remoto, aplicados à regionalização de bacias hidrográficas**. Dissertação de Mestrado INPE, São José dos Campos, 134f, 1991.

_____ **Análise integrada de dados espaciais e hidrológicos no Estado de São Paulo: uma metodologia baseada em sistemas de informação geográfica**. Tese de doutorado, USP. São Paulo, 1995.

GALETI, P. A. **Conservação do solo: reflorestamento e clima**. 2ª ed. Campinas, Instituto Campineiro de ensino agrícola, 257f, 1982.

GALLO, K. P.; DAUGHTRY, C. S. T. Differences in vegetation indices for simulated LANDSAT-5 MSS and TM, NOAA-9 AVHRR and SPOT-1 sensor systems. **Remote Sensing Environment** n°23, p. 439-452, 1987.

GIBOSHI, M. L. **Desenvolvimento de um sistema especialista para determinar a capacidade de uso da terra**. Dissertação de mestrado, UNICAMP, Campinas, 78f, 1999.

GOODCHILD, M. F. The Statate of Gis for Envirmental Problem Solving. In: GOODCHILD, M., F.; PARKS, B. O. & STEYAERT, L.,T. **Enviromental modeling With GIS.**, Oxford University. New York, p 8-15, 1993.

GRACIA, M. E. P. S. **Planejamento agro-ambiental da microbacia do córrego Soturninha, Arealva – SP.** Dissertação de mestrado, Instituto Agrônômico, Campinas, 80f, 2001.

GUERRA, A. J. T. Início do processo erosivo. In GUERRA, A., J. T.; SILVA, A.S.da; BOTELHO, R., G., M **Erosão e conservação dos solos.** Rio de Janeiro, p. 17-55, 1999.

GUERRA, A. T. **Dicionário geológico e geomorfológico.** IBGE, 6^a ed. Rio de Janeiro, 448p, 1978.

GUIMARÃES, V. **Altas bacias dos rios Negro e Taboco / MS: A potencialidade ambiental analisada a partir da declividade e do uso da terra, para subsidiar a economia regional.** Tese de doutorado, UNESP, Rio Claro, 171f, 1998.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index. **Remote Sensing Environment**, 49 (3) p.295-309, 1988

JESUS, N. **Aplicação de metodologia para regionalização de bacias hidrográficas, visando conservação ambiental de áreas de mananciais: um exemplo na bacia do reservatório Atibainha,** Dissertação de mestrado, UNESP, Rio Claro, 128f, 2001.

JORDAN, C.F. Derivation of life area indices from quality of light on the Forest Floor. **Ecology**, 50, p. 663-666, 1969.

LAVEE, H.; KUTIEL, P.; SEGEV, M; BENYAMINI, Y. Efect of surface roughness on runoff and erosion in Mediteranean ecosystems: The hole of Fire. **Geomorphology**, 11, 227-234, 1995.

LAWRENCE, R. L.; RIPPLE, W. J. Comparisions among vegetation index and bandwise regression in righly disturbed heterogenous landscape. **Remote Sensing Environment**. n. 64, p. 91-102, 1998.

LENNEY, M. P., WOODCOCK, C. E. COLLINS, J. B.; HANDI, H. The Status of Agricultural Lands In Egypt: The use from multitemporal NDVI features derived from LANDSAT TM. **Remote Sensing Enviroment**, n. 56 p.8-20, 1996.

LEPSCH, I. F. ; BELLINAZZI JR., R; BERLOLINI, D. ; ESPINDOLA, C. R. Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. **4ª aproximação**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 175p, 1991.

LIMA, E. R.V. **Análise Espacial de Indicadores de Erosão do Solo Através de Técnicas Estatísticas e de Geoprocessamento, Com Apoio do Modelo da EUPS**. tese de doutorado, UNESP Rio Claro ,2000.

LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F. F.; TEIXEIRA, A de F. **Sistema para cálculo da erosividade da chuva para o estado de São Paulo**. Viçosa, (CD-rom), 2000.

LUCHIARI, A. **Procedimentos de tratamento da informação geográfica aplicação de técnicas de geoprocessamento como subsidio a analise de processos denudacionais**. Tese de doutorado, FFLCH,USP. São Paulo, 204f, 1993.

MADON, S.; SHAHAY, S. Managing Natural Resources Using GIS: Expiriences in

India. **Information & Management**. n. 32, p45-56, 1997.

MACVICAR, T. R.; JUPP, D. The current and potential operational uses of remote sensing to aid decisions on drought exceptional circumstances in Australia: a review. **Agricultural Systems**. 57, nº3, 399-468, 1998.

MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A.; SÁNCHEZ BOSCH, I. Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès-Anoia vineyard region (NE Spain). **Soil & Tillage Research**, 57, p 101-106, 2000

MESEV, V. **Remote sensing of urban systems**: hierarchical integration with GIS. in Computer Environment and Urban Systems. vol. 21 nº 304 p. 175-187, 1997.

MILLWARD, A. A.; MERSEY J. E. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in mountainous tropical watershed. **CATENA**, 38, p. 109-129, 1999.

MOLNAR, D. K.; JULIEN, P. Y. Estimation of upland erosion using GIS. **Computers & Geosciences**, 24, p 183-192,1998.

MONTEIRO, C. A. de F. **Dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo**. IG, USP, São Paulo, 1973.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. Edgard Bücher, São Paulo, 1992.

OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadricula de Ribeirão Preto. **II. Memorial descritivo IAC**, Campinas, 1987.

_____ Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadricula de São Carlos. **II. Memorial descritivo IAC**, Campinas,

1984

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H.; ALMEIDA, C. L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: quadricula de Brotas**. Escala 1:100.000 IAC, Campinas, 1981.

Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: quadricula de Jaú. Escala 1:100.000 IAC, Campinas, 1982.

OLIVEIRA, J. B. et al. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Instituto Agrônômico, Campinas; Embrapa Solos, Rio de Janeiro 1999.

OLIVEIRA, A. M. M. **Análise dinâmica do uso da terra: o estudo da bacia hidrográfica do ribeirão São João,SP**. Dissertação de mestrado, Unesp, Rio Claro, 2000 127p

PALANCA, R.T.S.; KOFFLER, N.F. **Avaliação agrícola das terras da Bacia do Rio Jaú-(SP) através de técnicas automatizadas**. FAFIJA, Fundação Educacional. Dr. Raul Bauab, Jaú, 35p 1996.

PINTO, S. A. F. **Sensoriamento Remoto e Integração de Dados Aplicados ao Estudo da Erosão dos Solos**. Tese de Doutorado, INPE, São José dos Campos, SP. 1991.

PINTO, S. A. F. **Contribuição Metodológica para Análise de Indicadores de Erosão do Solo Utilizando Técnicas de Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Modelo Predictivo**. Tese de Doutorado USP São Paulo 1995

PONÇANO, W. L. et al. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. IPT São

Paulo 1981.

REFOSCO, C. R.; VIBRANS, A. C.; PINHEIRO, A.; FISTAROL, O. Sensoriamento remoto E SIG para o Vale do Itajaí: a vegetação e a interceptação da chuva. **In: Anais do X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, INPE, Foz do Iguaçu, p. 653-654, 2001.

RINGROSE, S; VANDERPOST, C.; MATHESON, W. The use of integrated remotely Sensed and GIS data to determine causes of vegetation change in southern Botswana. **Applied Geography**. v. 6, n. 3, 225-242, 1996.

SALOMÃO, F. X. de T. Controle e prevenção de processos erosivos. In: GUERRA, A., J. T.; SILVA, A., S.; BOTELHO, R., G., M. **Erosão e conservação dos solos**. Rio de Janeiro, p. 230-267, 1999.

SANTOS, E. T. **Caracterização ambiental das cabeceiras do Rio Aquidauana/MS e identificação dos impactos do uso e ocupação na qualidade dos recursos hídricos**. Dissertação de mestrado EESC, USP, São Carlos, 127f, 2000.

SILVEIRA, A. L. L. da. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. et al. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed., pg. 35-51, Ed. da Universidade UFRGS, Porto Alegre, 2000.

SINGER, M. J.; BISSONNAIS, Y. L. E. Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a mediterranean climate. **Geomorphology**, 24, p.79-85 1998.

SOMMER, S; HILL, J.; MERGIER, J. The potential of remote sensing for monitoring rural land use and their effects on soil conditions. **Agriculture Ecosystems and Environment**. n. 67, p. 197-209, 1997.

SOUZA, L.; PONZONI, F. J. Considerações sobre transformação de dados orbitais para estimativa de índice de área foliar (IAF). **In: Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. p. 292-296, 1996.

_____. Avaliação de índices de vegetação e de bandas TM do LANDSAT para estimativa de volume de madeira em floresta implantada de PINUS SSP. **In: Anais do 9 Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, INPE, Santos (CD ROM), 1998.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. 2^a edição. Ao livro Técnico AS. Rio de Janeiro, 580p, 1969.

TARIFA, J. R. **Fluxos polares e chuvas de primavera - verão no Estado de São Paulo**. São Paulo IG, USP, 1975.

TRICART, J. As relações entre a morfogênese e a pedogênese. **Notícias Geomorfológicas**. Campinas, 8 (15) 5-18, 1968

TUCKER, Compton J. Red and Potographic Infrared Linear Combinations For Monitoring vegetation. **Remote Sensing Environment**, n. 8, p. 127-150, 1979.

UNITED STATES DEPARTMENT of AGRICULTURE. **Manual de conservação do solo**. Washington D. C., U.S. Government Printing Office, 307p 1951

VERSTRAETE, M. M; PINTY, B.; MYNENI, R. B. Potential and Limitations of Information extration on Terrestrial Biosphere form Sattelite in Remote Sensing. **Remote Sensing Environment**, 58, 201-214, 1996.

WISCHIMEIER, W. H. E SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Agriculture Handbook. Washington, DC: USDA, 58p, 1978