

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS E ECOLOGIA APLICADA

**AVALIAÇÃO DE MÉTODOS E ESCALAS DE TRABALHO PARA DETERMINAÇÃO
DE RISCO DE EROSIÃO EM BACIA HIDROGRÁFICA UTILIZANDO SISTEMA DE
INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)**

DEDALUS - Acervo - EESC



31100013506

Simone Beatriz Lima Ranieri

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Pereira de Souza

São Carlos
1996



Class.	FESE
Cutt.	4685
Tombo	174/96

Eng. Ambiental

0745501

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

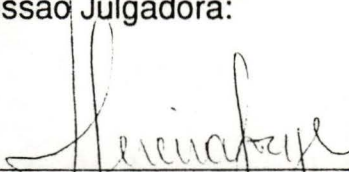
R197a Ranieri, Simone Beatriz Lima
Avaliação de métodos e escalas de trabalho para
determinação de risco de erosão em bacia
hidrográfica utilizando Sistema de Informações
Geográficas (SIG) / Simone Beatriz Lima Ranieri.
-- São Carlos, 1996.

Dissertação (Mestrado). -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1996.
Orientador: Prof. Dr. Marcelo Pereira de Souza.

1. Erosão. 2. Bacia hidrográfica. 3. Sistema de
Informações Geográficas (SIG). I. Título

FOLHA DE APROVAÇÃO

Dissertação defendida e aprovada em 20-08-1996
pela Comissão Julgadora:



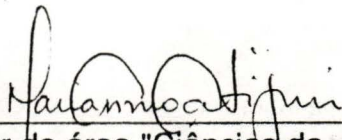
Prof. Doutor MARCELO PEREIRA DE SOUZA - Orientador
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



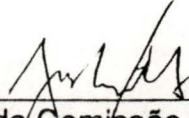
Prof. Doutor GERD SPAROVEK
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - ESALQ/USP)



Profa. Doutora ROZELY FERREIRA DOS SANTOS
(Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP)



Coordenador da área "Ciências da Engª Ambiental
Profa. Dra. MARIA DO CARMO CALIJURI



Presidente da Comissão de Pós-Graduação
Prof. Dr. JOSÉ CARLOS A. CINTRA

*Dedico à minha mãe,
mulher de tanta força a quem amo muito...*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Marcelo Pereira de Souza, pela orientação e por toda disposição, atenção e paciência fornecidas durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Gerd Sparovek, pela orientação, embora não oficial, e pelas diversas oportunidades de discussão sobre o trabalho.

Ao professor Igo Lepsch, pela participação indispensável em parte do presente trabalho.

Ao professor Jansle Vieira Rocha, pelas informações e esclarecimentos sobre problemas metodológicos encontrados.

A meu irmão Victor e ao Araponga, por toda ajuda durante os trabalhos de campo.

Aos colegas do Laboratório de Simulação Computacional (Peter, Eveline, Leo e outros), pelas discussões durante o aprendizado do IDRISI.

Aos amigos Fernanda e Alex, pelo apoio (casa, comida e carinho) em Piracicaba.

A todos os amigos do CRHEA.

À Claudete, por quebrar todos os galhos (que não foram poucos...)

À Profª Maria do Carmo Calijuri, pela ajuda nos delicados problemas por mim encontrados no início do curso.

Ao projeto *PIRACENA* pelo patrocínio para a realização dos levantamentos de campo.

Ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

A todos que contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

Ao meu amor, Luís Fernando, por tudo...

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	viii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	ix
RESUMO.....	x
<i>ABSTRACT</i>	xii
1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
2. ÁREA DE ESTUDO.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1. A bacia hidrográfica como unidade de estudo.....	6
3.2. Estudo da erosão: abordagens quantitativas e qualitativas.....	7
3.3. Escalas de trabalho.....	10
3.4. A Equação Universal de Perda de Solo.....	12
3.4.1. Fator erosividade da chuva (R).....	14
3.4.2. Fator erodibilidade do solo (K).....	16
3.4.3. Fator comprimento e grau de declive (LS).....	18
3.4.4. Fator uso-manejo do solo (C).....	19
3.4.5. Fator práticas conservacionistas (P).....	20
3.5. Tolerância de perda de solo.....	21

3.6. Sistema de Informações Geográficas (SIG) aplicado ao estudo da erosão dos solos.....	23
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	27
4.1. Método 1: determinação qualitativa.....	28
4.1.1. Escala generalizada.....	28
4.1.2. Escala detalhada.....	32
4.2. Método 2: determinação quantitativa.....	37
4.2.1. Escala generalizada.....	37
4.2.1.1. Obtenção dos fatores da EUPS.....	37
4.2.1.2. Obtenção do mapa de risco de erosão.....	42
4.2.2. Escala detalhada.....	44
4.2.2.1. Obtenção dos fatores da EUPS.....	45
4.2.2.2. Obtenção do mapa de risco de erosão.....	45
4.3. Comparação dos resultados.....	48
4.3.1. Comparação entre escalas.....	48
4.3.1.1. Análise dos mapas básicos.....	48
4.3.1.2. Análise dos mapas de risco de erosão.....	49
4.3.2. Comparação entre métodos.....	51
4.3.3. Levantamento de custos.....	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
5.1 Levantamento de custos.....	53
5.2. Comparação e análise dos mapas básicos quanto à escala de trabalho.....	60
5.2.1. Mapas pedológicos.....	60
5.2.2. Mapas de declividade.....	69
5.3. Comparação e análise dos mapas de risco de erosão quanto à escala de trabalho....	79
5.3.1. Comparação entre mapas de risco de erosão qualitativos.....	79
5.3.2. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos.....	85
5.3.3. Comparação entre mapas de risco de erosão qualitativos (detalhado versus “só declividade detalhada”).....	94

5.3.4. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos (detalhado versus “só declividade detalhada”).....	100
5.4. Comparação e análise dos mapas de risco de erosão quanto ao método.....	106
5.4.1. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala generalizada.....	106
5.4.2. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala detalhada.....	110
5.5. Considerações finais.....	117
6. CONCLUSÕES.....	119
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	121

LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins no Estado de São Paulo.....	5
Figura 02. Valores médios anuais do índice de erosividade para o Estado de São Paulo.....	15
Figura 03. Representação esquemática da obtenção dos mapas de risco de erosão pelo método qualitativo através do SIG.....	36
Figura 04. Representação esquemática da obtenção dos mapas de risco de erosão pelo método quantitativo através do SIG.....	47
Figura 05. Representação esquemática da comparação entre mapas básicos e mapas de risco de erosão quanto à escala de trabalho, através do SIG.....	50
Figura 06. Representação esquemática da comparação entre mapas de risco de erosão quanto ao método, através do SIG.....	51
Figura 07. Comparação de custos quanto à escala de trabalho dos mapas pedológicos.....	58
Figura 08. Comparação de custos quanto à escala de trabalho dos mapas de declividade.....	58
Figura 09. Comparação de custos quanto à escala de trabalho dos mapas de uso da terra.....	58
Figura 10. Comparação de custos quanto à escala de trabalho dos mapas de risco de erosão qualitativos.....	59
Figura 11. Comparação de custos quanto à escala de trabalho dos mapas de risco de erosão quantitativos.....	59
Figura 12. Comparação de custos quanto ao método dos mapas de risco de erosão na escala generalizada.....	59

Figura 13. Comparação de custos quanto ao método dos mapas de risco de erosão na escala detalhada.....	59
Figura 14. Unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.....	62
Figura 15. Unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.....	64
Figura 16. Classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.....	70
Figura 17. Classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.....	71
Figura 18. Áreas relativas das classes de declividade nas duas escalas.....	73
Figura 19. Uso da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.....	77
Figura 20. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e escala generalizada.....	80
Figura 21. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e escala detalhada.....	81
Figura 22. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas qualitativos para as duas escalas.....	82
Figura 23. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e escala generalizada.....	86
Figura 24. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e escala detalhada.....	87
Figura 25. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas quantitativos para as duas escalas.....	89
Figura 26. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e “só declividade detalhada”.....	96
Figura 27. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas qualitativos - escala detalhada <i>versus</i> “só com declividade detalhada”.....	97

Figura 28. Comparação de custos para a obtenção de mapas de risco de erosão pelo método qualitativo (escala detalhada X “só declividade na escala detalhada”).....	97
Figura 29. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e “só declividade detalhada”.....	101
Figura 30. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos na escala detalhada e só com declividade na escala detalhada.....	102
Figura 31. Comparação de custos para a obtenção de mapas de risco de erosão pelo método quantitativo (escala detalhada X “só declividade na escala detalhada”).....	103
Figura 32. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala generalizada - método qualitativo X método quantitativo.....	107
Figura 33. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala detalhada - método qualitativo X método quantitativo.....	111

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Valor de P para algumas práticas conservacionistas.....	20
Tabela 02. Limites de tolerância de perdas por erosão para alguns solos do Estado de São Paulo.....	23
Tabela 03. Matrizes de decisão para os diferentes usos da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala generalizada.....	29
Tabela 04. Matrizes de decisão para os diferentes usos da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala detalhada.....	32
Tabela 05. Diâmetro médio de cada classe textural para cálculo do diâmetro médio ponderado de partículas.....	39
Tabela 06. Fator erodibilidade para os solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.....	39
Tabela 07. Fator uso-manejo para as culturas encontradas na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.....	42
Tabela 08. Intervalos dos valores de perda de solo e suas respectivas classes de risco de erosão para a escala generalizada.....	43
Tabela 09. Fator erodibilidade para os solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.....	45
Tabela 10. Intervalos dos valores de perda de solo e suas respectivas classes de risco de erosão para a escala detalhada.....	46
Tabela 11. Levantamento de custos para obtenção dos mapas pedológicos nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$).....	56
Tabela 12. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de declividade nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$).....	56

Tabela 13. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de uso da terra nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$).....	57
Tabela 14. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de risco de erosão nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$).....	57
Tabela 15. Áreas totais e relativas das unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala generalizada.....	60
Tabela 16. Áreas totais e relativas das unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala detalhada.....	61
Tabela 17. Sobreposição espacial entre mapas pedológicos quanto à escala de trabalho.....	66
Tabela 18. Áreas totais e relativas das classes de declividade na escala generalizada.....	72
Tabela 19. Áreas totais e relativas das classes de declividade na escala detalhada.....	72
Tabela 20. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de declividade nas duas escalas (em hectares).....	73
Tabela 21. Índices de concordância entre os mapas de declividade.....	74
Tabela 22. Sobreposições espaciais das classes de declividade em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.....	74
Tabela 23. Áreas totais e relativas do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.....	78
Tabela 24. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método qualitativo, na escala generalizada	79
Tabela 25. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método qualitativo, na escala detalhada.....	82
Tabela 26. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão qualitativos nas duas escalas (em hectares).....	83
Tabela 27. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão qualitativos - comparação entre escalas.....	83

Tabela 28. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas qualitativos em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.....	84
Tabela 29. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método quantitativo, na escala generalizada.....	88
Tabela 30. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método quantitativo, na escala detalhada.....	88
Tabela 31. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares).....	89
Tabela 32. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão quantitativos - comparação entre escalas.....	89
Tabela 33. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas quantitativos em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.....	90
Tabela 34. Distribuição dos valores de perda de solo para a escala generalizada.....	91
Tabela 35. Distribuição dos valores de perda de solo para a escala detalhada.....	92
Tabela 36. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão feitas pelo método qualitativo - escala detalhada <i>versus</i> “só declividade detalhada”.....	95
Tabela 37. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares)....	98
Tabela 38. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão qualitativos - comparação entre escala detalhada e “só declividade detalhada”.....	98
Tabela 39. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas qualitativos em relação ao total de cada classe, para a escala detalhada e “só declividade detalhada”.....	99
Tabela 40. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas feitos pelo método quantitativo - escala detalhada <i>versus</i> “só declividade detalhada”.....	102
Tabela 41. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares).....	103

Tabela 42. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão quantitativos - comparação entre escala detalhada e “só declividade detalhada”.....	103
Tabela 43. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas quantitativos em relação ao total de cada classe, para a escala detalhada e “só declividade detalhada”.....	104
Tabela 44. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas generalizados nos dois métodos.....	107
Tabela 45. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão generalizados nos dois métodos (em hectares).....	108
Tabela 46. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão na escala generalizada - comparação entre método qualitativo e quantitativo.....	108
Tabela 47. Sobreposições espaciais entre as classes dos mapas de risco de erosão na escala generalizada em relação ao total de cada classe.....	108
Tabela 48. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas detalhados nos dois métodos.....	111
Tabela 49. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão generalizados nos dois métodos (em hectares).....	112
Tabela 50. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão na escala detalhada - comparação entre método qualitativo e quantitativo.....	112
Tabela 51. Sobreposições espaciais entre as classes dos mapas de risco de erosão na escala detalhada em relação ao total de cada classe.....	113

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BHRM - Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.

CENA - Centro de Energia Nuclear na Agricultura

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos

ESALQ - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

EUPS - Equação Universal de Perda de Solo.

FEAGRI - Faculdade de Engenharia Agrícola

IAC - Instituto Agrônomo de Campinas.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IGC - Instituto Geográfico e Cartográfico.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MET - Modelo de Elevação de Terreno.

SIG - Sistema de Informações Geográficas.

UNICAMP - Universidade de Campinas

UTM - Projeção Universal Transversa de Mercador.

RESUMO

A determinação do risco de erosão e a previsão das perdas de terra decorrentes deste processo são importantes subsídios para o planejamento agrícola e ambiental de uma região. Por sua vez, há uma tendência crescente de busca de abordagens metodológicas que diminuam a subjetividade na elaboração de critérios para geração de mapas de risco de erosão. Esta tendência vem fazendo com que os trabalhos recentes utilizem modelos matemáticos de previsão de perda de terra ou modelos para a geração de mapas finais de risco. Todavia, a carência de trabalhos que discutam os critérios para a escolha de métodos faz com que esta normalmente seja intuitiva, levando em consideração principalmente a disponibilidade ou não de material básico.

Outra dificuldade comumente encontrada no planejamento agrícola e ambiental é a escolha da escala de trabalho. A falta de discussão e de subsídios para esta decisão pode levar a um dispêndio desnecessário de materiais e mão-de-obra, aumentando significativamente o custo final do projeto. Por sua vez, a escolha incorreta da escala ou método pode ser a principal fonte de erros nos resultados finais em planejamento.

Em vista destas problemáticas o presente trabalho pretendeu analisar e discutir métodos e escalas de trabalho para a obtenção de mapas de risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (Piracicaba-SP), com o objetivo de avaliar a adequação de cada método e escala em função dos objetivos do estudo, da dimensão da área e do custo para a obtenção de informações. Utilizou-se um método *quantitativo*, com uso da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), e um *qualitativo*, baseado em mapas pedológicos, planialtimétricos e de uso da terra, para a geração de mapas de risco de erosão, ambos em escalas distintas, denominadas *detalhada* e *generalizada*. Os mapas básicos e de risco de erosão foram comparados via Sistema de Informações

Geográficas (SIG/ “software” Idrisi) com relação às áreas totais e à sobreposição espacial, para a verificação das similaridades ocorridas entre escalas e/ou métodos. Os custos para a obtenção dos mapas básicos e finais para os diferentes métodos e escalas também foram determinados. Nos dois métodos não houve diferença significativa quanto à escala de trabalho, tanto para os mapas básicos quanto para os mapas de risco de erosão. Quanto aos métodos, houve diferença significativa entre os mapas de risco de erosão em ambas as escalas. Os resultados mostraram que o maior acréscimo nos custos dos mapas finais ocorreram na mudança de escalas de trabalho e não na alteração de métodos. Desta forma, o principal fator a ser considerado na escolha da abordagem metodológica é a própria confiabilidade no método e não o acréscimo no custo quando se passa a trabalhar com modelos matemáticos como a EUPS. Por sua vez, as limitações encontradas no método quantitativo ao longo do processo da estimativa de perda de solo levam à necessidade de testá-lo melhor antes que seja adotado com a finalidade de gerar mapas de risco de erosão para bacias hidrográficas. O método qualitativo foi considerado mais adequado para áreas com as características e dimensões da bacia estudada e com o objetivo de planejamento de uso e ocupação do solo.

Palavras-chave: erosão, bacia hidrográfica, Equação Universal de Perdas de Solo, Sistema de Informações Geográficas, escala.

ABSTRACT

The erosion risk determination and the soil loss estimation are important subsidies to agricultural and environmental land use planning. There is a growing tendency searching for methodological approaches that decrease the subjectivity for the criteria elaboration of erosion risk maps. This tendency has done recent works to use mathematic models to preview soil loss or to produce final risk maps. However, the lack of works which discuss criteria for the methods choice makes it to be usually intuitive, considering mainly the availability of basic material.

Another difficulty usually found in agricultural and environmental planning is the work scale choice. The discussion and subsidies lack for this decision can lead to an unnecessary material and labor spent, increasing the project final cost. The wrong scale or method choice may be the main error source of the planning final results.

This work analyzed methods and scales to the obtaining of erosion risk maps at the Marins watershed, located in Brazil (Piracicaba-SP) in order to evaluate each method and scale suitability due to the work objectives, dimension of the area and information costs. A quantitative method using the Universal Soil Loss Equation (USLE) and a qualitative one based on soil, topographic and land use maps to the generation of erosion risk maps were compared. Both in different scales called *detailed* and *generalized*. The basic information and the erosion risk maps were compared through Geographic Information System (GIS/Idrisi) in relation to the total area and spatial overlay for verification of similarity between scales and/or methods. The costs were also compared. There were not significant differences in relation to the two methods and scale, both for the basic and for the erosion risk maps. About the methods there was a significant difference between the erosion risks maps in both scales. The

limitations observed in the quantitative method for soil loss estimation lead to the necessity of testing it more before its adoption aiming to produce risk erosion maps for watersheds. The qualitative method was considered more adequate to this aim for areas with the characteristics of this watershed.

Key-words: erosion, watershed, USLE, GIS.

1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A evolução tecnológica na agricultura e no estudo das ciências ambientais criou uma tendência crescente de busca de métodos que respondam a questões cada vez mais específicas para os diversos problemas relacionados a estas duas áreas da ciência. Esta tendência vem fazendo com que a maioria dos recentes trabalhos direcionem-se para a avaliação de diferentes problemáticas sob o ponto de vista quantitativo, ou seja, buscando valores numéricos que expressem e caracterizem fenômenos que ocorrem em campo (CÂMARA, 1993).

A determinação do risco de erosão e a previsão de perda de solo são importantes subsídios para o planejamento agrícola e ambiental de uma região (LIMA et. al., 1992). Diversos modelos matemáticos vem sendo desenvolvidos e aperfeiçoados com este intuito. A aplicação de modelos fornece resultados quantitativos sobre o objeto de estudo e, conseqüentemente, consegue-se atingir maior objetividade na resolução de problemas. Os modelos de predição de perda de solo são, portanto, ferramentas de grande importância para fins de planejamento (CÂMARA, 1993).

Por outro lado, a aplicação de modelos requer um grande número de informações a serem levantadas, frutos de diversos experimentos de campo, envolvendo um elevado custo e tempo para sua obtenção. Com a escassez de dados, os modelos tornam-se pouco confiáveis (BOUMA, 1989).

Além da abordagem quantitativa, o estudo e a caracterização de uma área quanto ao risco de erosão pode ser feito com base em critérios qualitativos, com economia de tempo e custo para a obtenção de informações básicas, mas com diversas desvantagens em relação ao uso de modelos matemáticos, como a imprecisão dos resultados e o maior grau de subjetividade na elaboração de critérios para esta avaliação, entre outras.

A escolha da abordagem metodológica a ser adotada é dependente de diversas variáveis tais como a dimensão da área, a disponibilidade de informações básicas e a confiabilidade no método.

Por sua vez, a escolha da escala de trabalho é outra dificuldade comumente encontrada pelo planejador, devido à carência de trabalhos que abordem discussões sobre as bases para esta escolha. De maneira geral, a opção pela escala de trabalho é intuitiva. Por outro lado, esta subjetividade pode ser minimizada com o estudo da relação *custo X benefício* na utilização de escalas mais ou menos detalhadas (BOUMA, 1989).

Considerando que a unidade ideal de estudo para o acompanhamento dos efeitos das atividades antrópicas desenvolvidas, sob o ponto de vista hidrológico, ambiental e produtivo é a bacia hidrográfica, o presente trabalho pretendeu caracterizar a Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins quanto ao risco de erosão, através de dois métodos e duas escalas de trabalho. O primeiro método, denominado *qualitativo*, baseou-se em mapas pedológicos, de declividade e de uso da terra sob forma de grades ou matrizes de decisão. O segundo método, denominado *quantitativo*, baseou-se transformação de valores de perda de solo, estimados pela Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) em classes de risco de erosão. Os mapas de risco obtidos através dos dois métodos foram também elaborados em duas escalas distintas, denominadas *detalhada* e *generalizada*.

Todos os mapas de risco de erosão foram obtidos através da interpolação de mapas básicos via Sistema de Informações Geográficas (SIG). A geração, integração e manipulação de mapas através de SIG vem sendo uma técnica cada vez mais explorada para fins de planejamento ambiental e agrícola (CÂMARA, 1993). Porém, ainda são muito poucos os trabalhos que utilizaram a EUPS em bacias hidrográficas através de SIG. Portanto, este trabalho também discute sucessos e dificuldades encontradas no processo de obtenção de mapas de risco pelo método *quantitativo*.

Tendo como problemática principal a falta de subsídios para a escolha de métodos e escalas para a geração de mapas de risco de erosão, bem como para qualquer

trabalho relacionado a planejamento agrícola e ambiental, os objetivos do presente trabalho foram:

a) comparar métodos e escalas de trabalho distintas para avaliação de risco de erosão em uma bacia hidrográfica agrícola, através da análise da coincidência dos resultados;

b) avaliar a adequação dos métodos e escalas a serem utilizados para os diversos estudos que envolvam determinação de risco de erosão, em função dos objetivos do estudo, dimensão da área e custo na obtenção dos dados, e fornecer subsídios para análises deste tipo;

c) testar a utilização de SIG para os estudos de suscetibilidade e de determinação de erosão laminar.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área escolhida para este estudo foi a Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins (BHRM), afluyente do Rio Piracicaba, localizada no município de Piracicaba, Estado de São Paulo, entre 22°41' e 22°51' de latitude Sul e 47°40' e 47°45' de longitude Oeste, com uma área de 5907 ha ou 59,07 km² (Figura 1).

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo mesotérmico, Cwa, i. e., subtropical úmido com estiagem no inverno, cujas chuvas do mês mais seco não atingem 30 mm e a temperatura do mês mais quente é superior a 22°C, enquanto a do mês mais frio é inferior a 18°C.

O motivo da escolha desta bacia reside no fato dela ter sido historicamente considerada o “cinturão verde” do município de Piracicaba, com grande produção de hortícolas, sendo portanto uma área de grande importância para a região. Hoje a bacia sofre grande pressão de ocupação com cana-de-açúcar devido à proximidade de diversas usinas canavieiras. Pode-se também observar o avanço da área urbana para o interior da bacia dos Marins (SPAROVEK & LEPSCH, 1992). A ocupação agrícola com culturas anuais e a grande presença da cultura da cana-de-açúcar faz com que esta área seja extremamente perturbada e com grande movimentação de terra durante o ano, o que deixa o solo bastante suscetível ao processo erosivo.

Além da ocupação de grande parte de sua área total com cana-de-açúcar, a bacia hidrográfica apresenta trechos não contínuos de mata nativa localizando-se principalmente na parte baixa da bacia. São também encontradas pastagens em áreas de maior declividade. A presença de diversos usos agrícolas da terra possibilita a comparação do risco de erosão para as áreas ocupadas com cada cultura.

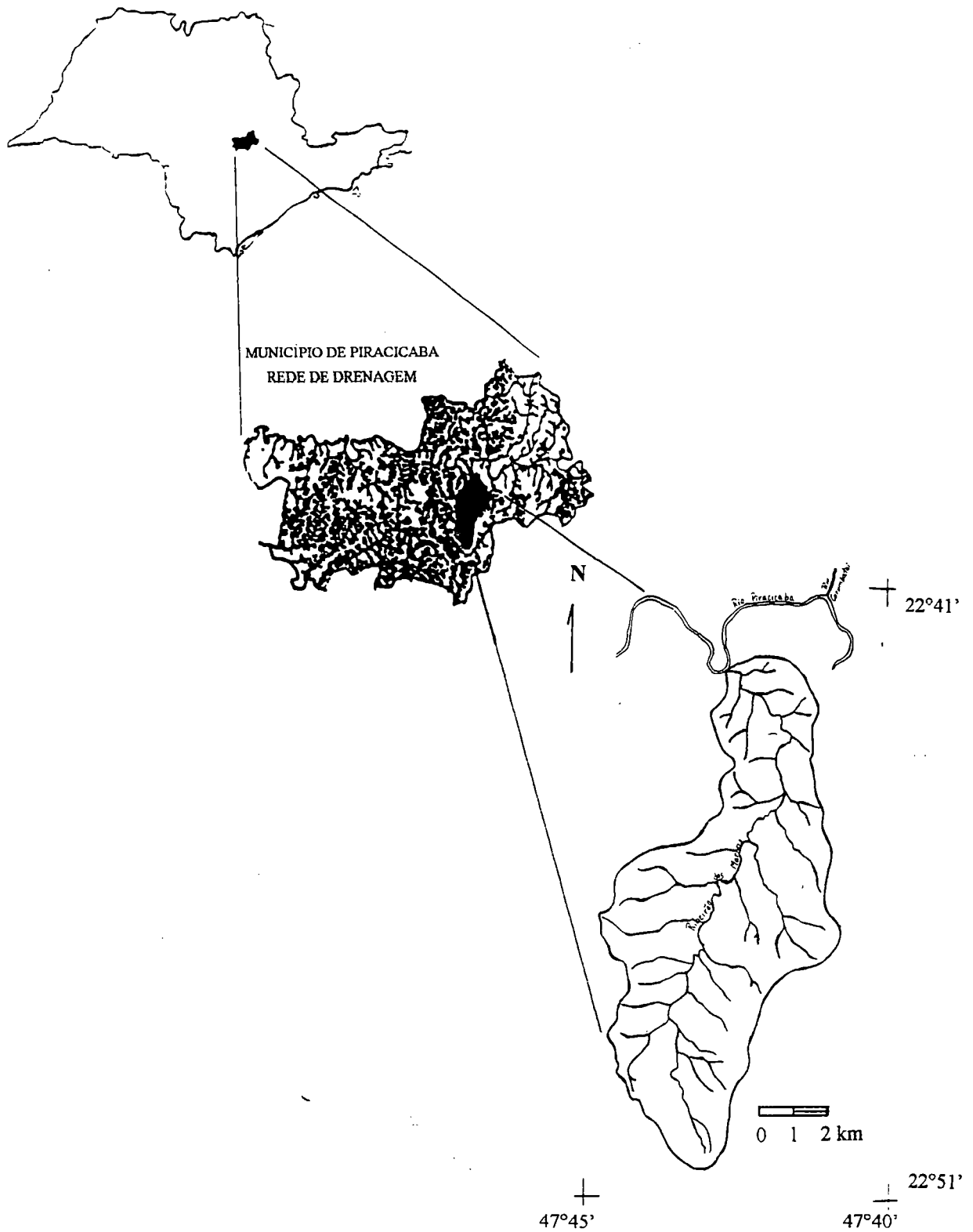


Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins no Estado de São Paulo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. A bacia hidrográfica como unidade de estudo

A bacia hidrográfica pode ser definida como uma unidade física, bem caracterizada, referindo-se a uma área de terra drenada por um determinado curso d'água e limitada, perifericamente, pelo chamado divisor de águas (VALENTE, 1976).

Em termos ambientais, a bacia hidrográfica é a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor reflete os impactos das interferências antrópicas, como a ocupação das terras com atividades agrícolas (JENKINS et al., 1994). Neste sentido, o planejamento e manejo da bacia hidrográfica devem considerar a conjugação dos problemas de uso do solo e da água, não em função de apenas um desses recursos, mas ambos de maneira integrada (SANTOS, 1993).

Para PROCHNOW (1985), consolida-se o reconhecimento mundial de que a bacia hidrográfica é a unidade de estudo funcional que mais favorece ao desenvolvimento de muitos conceitos hidrológicos e a que mais se ajusta aos objetivos de planejamento ambiental. De acordo com JENKINS et al. (1994), a bacia hidrográfica é uma unidade de estudo ideal não só do ponto de vista hidrológico, mas também bioquímico, e conseqüentemente, ambiental.

De acordo com MARIANO (1996), a bacia hidrográfica é referenciada como área de influência a partir da Resolução de nº 001/86 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), de 1981, sendo que esta unidade passa a ser considerada como área a ser analisada no estudo prévio de impacto ambiental. Com relação à Legislação do Estado de São Paulo, o Decreto nº 36787, de 18 de maio de 1993, que regulamenta a lei

nº 7663, discrimina grupos de bacias hidrográficas e esta divisão hidrográfica é aprovada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CRH.

JONYS¹ (1973) apud SANTOS (1993) afirma que uso e conservação do solo e da água são as essências do manejo de uma bacia hidrográfica. Solo e água atuam interativamente e qualquer ação que cause efeito adverso num destes elementos afetará o outro. Como exemplo, o autor cita que a estabilidade ecológica dos ambientes aquáticos é frequentemente modificada pela ruptura das sequências temporais de escoamento superficial e de "input" de sedimentos. Este "input" é causado pela erosão acelerada do solo na época chuvosa. Os cursos d'água das bacias hidrográficas cuja erosão é muito intensa geralmente contém uma grande carga de sedimentos em suspensão e grande turbidez (MOLDAN & CERNY, 1994).

Sabe-se que, em geral, a ocupação da terra no Brasil se faz de forma inadequada, o que conduz invariavelmente a condições de instabilidade ambiental. A erosão acelerada do solo pode ser considerada como uma expressão dessa instabilidade (PINTO, 1991).

De acordo com BERGSMA (1983), o risco de erosão pode ser entendido como a probabilidade de desencadeamento da erosão acelerada em futuro próximo. Ainda segundo este autor, o propósito dos mapas de risco de erosão é mostrar a expectativa de perda de solos sob sistemas de ocupação da terra alternativos. Estes mapas podem fornecer a base para a seleção de áreas prioritárias sob o ponto de vista da conservação. O estudo do risco de erosão em uma bacia hidrográfica também possibilita uma previsão dos impactos ambientais causados pela atividade agrícola e dá suporte ao planejamento da área com a minimização destes impactos e melhor aproveitamento dos recursos naturais.

3.2. Estudo da erosão: abordagens quantitativas e qualitativas

¹ JONYS, G. K. (1973). *Impact of Erosion on Environmental Quality*. Toronto, Conservation Council of Ontario, 13 p.

A exposição do solo à ação das chuvas é uma das principais causas da perda de solo por erosão (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990). Em regiões tropicais, a erosão hídrica tem relevante importância, contribuindo ano a ano para a degradação das terras, levando à perda de sua camada mais fértil e carregando partículas através das encostas até os cursos d'água, causando assoreamento dos mesmos. Juntamente com os sedimentos transportados, são também levados para os rios diversos agroquímicos (fungicidas, pesticidas, herbicidas, etc.), com conseqüente decréscimo da qualidade da água. Além da degradação ambiental, a perda, via enxurrada, de nutrientes aplicados na lavoura reflete em grandes prejuízos econômicos para o produtor. Segundo LAL (1988), a erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão as perdas de solo, sabe-se que a magnitude destas perdas tem causado sérias conseqüências econômicas e ambientais para os países.

A intensificação do processo erosivo se dá através do uso inadequado das terras, acima de sua capacidade de suporte natural. Áreas de elevada suscetibilidade à erosão e expostas à grande movimentação de terra, como é o caso de lavouras com culturas anuais, são mais sujeitas à erosão pois o solo fica por mais tempo sem proteção da cobertura vegetal e exposto à ação erosiva das gotas de chuva.

A pressão de ocupação antrópica das terras sem planejamento tem sido o fator responsável pelo uso intensivo de áreas com alto potencial natural de erosão, provocando sua degradação (PINTO, 1991).

Uma abordagem quantitativa a respeito de problemas como a previsão da perda de solo via erosão é utilizada com frequência em diversos trabalhos, com o uso crescente de modelos matemáticos, desenvolvidos e aperfeiçoados de acordo com as necessidades de obtenção de informações mais específicas e precisas. Pode-se citar diversos modelos que foram desenvolvidos com esse intuito.

PINTO (1991) cita o modelo de predição de perda de solo ANSWERS ("Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation"), que avalia perda de solo por erosão e escoamento superficial da água, em pequenas bacias. Este modelo é considerado um modelo analítico determinístico, que pode ser utilizado associado a Sistemas de Informações Geográficas.

O modelo AGNPS- "Agricultural Nonpoint Source" (YOUNG et. al., 1989), é utilizado para bacias de porte médio, para estimar e analisar a qualidade de água de escoamento superficial em áreas agrícolas.

Outro modelo utilizado na análise de bacias hidrográficas é o "Integrated Land and Watershed Management Information System" - ILWIS (VALENZUELA, 1988), que integra dados do meio físico com ocupação antrópica.

Pode-se também citar o WEPP- "Water Erosion Prediction Project" (LANE & NEARING, 1989), que prevê perdas de solo e produção de sedimentos em bacias hidrográficas.

Os quatro modelos citados foram elaborados a partir da Equação Universal de Perda de Solo e contém parâmetros dessa equação. A "Equação Universal de Perda de Solo -EUPS" (Universal Soil Loss Equation - USLE), desenvolvida em 1954 no "Runoff and Soil-Loss Data Center", do Agricultural Research Service, com sede na Universidade de Purdue (EUA), é um dos modelos mais utilizados para avaliar a perda média de solos por erosão laminar em uma determinada área (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

A aplicação de modelos fornece resultados quantitativos para diversas questões, como por exemplo, a quantidade de solo perdida via erosão hídrica, a quantidade de sedimentos e nutrientes que atingem os cursos d'água, o teor de oxigênio dissolvido na água após uma descarga de sedimentos, entre outras. Dados quantitativos como estes são de extrema importância para a elaboração de um plano de intervenção na área, pois fornecem resultados objetivos, que servirão como subsídio para o planejamento agrícola e ambiental. Por outro lado, a aplicação destes modelos requer um grande número de informações a serem levantadas através de custosos e morosos experimentos de campo, como é o caso da determinação da erodibilidade dos solos via determinação direta. Com a escassez de dados, os modelos tornam-se muito pouco confiáveis (BOUMA, 1989).

Trabalhos visando a caracterização de áreas agrícolas quanto à suscetibilidade e ao risco de erosão utilizam parâmetros da EUPS como ferramenta para este estudo. Trata-se da utilização de um método quantitativo para a obtenção de base para discriminações qualitativas, com a geração de mapas com áreas de maior ou menor risco

de erosão laminar (CHINNAMANI et al., 1982; PELLETIER, 1985; STEIN et al., 1987; HESSION & SHANHOLTZ, 1988; PINTO, 1991; LIMA et al., 1992; HAMLET et al., 1992; SANTOS, 1993; MELLEROWICZ et al., 1994; JÄGER, 1994).

Outra maneira de se avaliar áreas quanto ao risco de erosão é a caracterização qualitativa dos fatores naturais condicionantes da erosão laminar, como declividade e tipo de solo; e dos fatores antrópicos, como o uso da terra. Por exemplo, solos rasos e arenosos, localizados em declives muito acentuados e ocupados com culturas que oferecem pouca cobertura vegetal, são muito suscetíveis à erosão em comparação a solos de textura média, em relevo plano e cobertos com vegetação que oferece grande proteção. Trata-se de uma análise preliminar que pode ser realizada com maior rapidez em áreas de pequena ou grande dimensão.

Este método baseado apenas em aspectos qualitativos apresenta como desvantagem em relação ao método quantitativo uma menor precisão nos dados gerados em consequência da utilização de um menor número de informações utilizadas para sua obtenção, além de um maior grau de subjetividade em relação à utilização de modelos matemáticos, posto que o critério para a classificação é determinado pela experiência do planejador ou pesquisador, sendo, portanto, um método mais intuitivo. Porém, as informações básicas para a caracterização qualitativa do meio físico muitas vezes encontram-se mais facilmente à disposição do planejador, diminuindo os custos, a mão-de-obra e o tempo dispendido com o projeto, principalmente quando se trata de áreas relativamente extensas, como uma bacia hidrográfica.

BOUMA (1989), estudando o problema da escolha de métodos para avaliação de terras, compara processos qualitativos e quantitativos (com uso de modelagem), e discute a dificuldade de se trabalhar em termos quantitativos com falta de dados, afirmando que o uso de simulação detalhada da realidade, via modelagem, pode ser extremamente relevante do ponto de vista científico, mas pode vir a ter uma pequena aplicabilidade quando se trata de áreas relativamente grandes. Tal fato se deve à necessidade de se agrupar dados quantitativos em classes para que se tornem mapeáveis.

3.3. Escalas de trabalho

Outra questão a ser discutida quando se trabalha com mapeamento é a adequação no uso das escalas de trabalho. Deve-se salientar que são extremamente escassos os trabalhos que abordam uma discussão sobre as bases para a escolha da escala de trabalho. De maneira geral, a escolha das escalas dos mapas é intuitiva e obedece ao “bom senso” do planejador. Desta forma, pode-se estar muitas vezes perdendo informações importantes utilizando um mapa pouco detalhado ou, ao contrário, detalhando demasiadamente um mapa que posteriormente será reduzido, agrupando ou mesmo perdendo as informações que já foram levantadas.

A escolha da escala, segundo BOUMA (1989), deve levar em consideração os objetivos do estudo e o grau de detalhamento que se pretende obter nos resultados. Escalas maiores permitem um maior número de informações e maior detalhamento. Escalas menores tendem a generalizar e agrupar informações, diminuindo, porém, o tempo e o custo para o levantamento dos dados. Com base nestas afirmações, o pesquisador deve optar por um grau de generalização que, por um lado, seja suficientemente detalhado para permitir resultados mensuráveis, mas que por outro lado, possa ter real aplicabilidade no contexto de uma determinada área, evitando excesso de informações que invariavelmente terão de ser agrupadas. Como exemplo, o autor comparou o nível de informações que se pode obter de mapas pedológicos em quatro escalas diferentes (1:10.000, 1:25.000, 1:50.000 e 1:250.000) com o custo para a obtenção destes mapas. Concluiu que o alto custo alcançado pela maior escala foi menos importante que o aumento das informações para responder a questões específicas propostas. E enfatizou que a problemática na escolha da escala de trabalho não depende somente da variabilidade dos solos mas também do tipo de questão que se quer resolver e da análise da relação custo/benefício para a obtenção de informações.

A comparação entre os resultados obtidos através dos dois métodos e de diferentes escalas de trabalho pode fornecer um indicativo do caminho metodológico a

ser seguido quando a unidade em estudo é uma bacia hidrográfica, principalmente com relação ao custo e tempo na obtenção de dados e acurácia nos resultados.

3.4. A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)

BERTONI & LOMBARDI NETO (1990) apresentam a EUPS como uma equação empírica utilizada para estimar as perdas de solo por erosão laminar. Foi desenvolvida em 1954, no "National Runoff and Soil Loss Data Center", do Agricultural Research Service, na Universidade de Purdue, EUA. Após anos a equação evoluiu para o modelo revisado por WISCHMEIER & SMITH, que incorporaram novos dados disponíveis.

A EUPS apresenta-se como:

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (1)$$

onde:

A = perda média anual de solo por unidade de área, t/ha;

R = fator erosividade das chuvas, MJ/ha.mm/ha;

K = fator erodibilidade do solo, t/ha/(MJ/ha.mm/ha);

L = fator comprimento de encosta, m;

S = fator grau do declive, %;

C = fator uso e manejo;

P = fator prática conservacionista.

Os fatores R, K, L e S são dependentes das condições naturais e os fatores C e P são relacionados às formas de ocupação e uso das terras (fatores antrópicos).

A EUPS pode ser aplicada para as seguintes finalidades:

a) previsão das perdas anuais médias de solo de uma área sujeita a determinadas práticas de utilização;

- b) orientação na seleção de práticas de cultivo, de manejo e conservação;
- c) previsão de alterações nas perdas de solo ocasionadas por mudança nas práticas de cultivo e conservação;
- d) determinação de modos de aplicação ou alteração das práticas agrícolas que permitam usos mais intensivos da terra;
- e) estimativa das perdas de solo para usos distintos na agricultura;
- f) estimativa das perdas de solos visando a determinação de práticas conservacionistas.

A EUPS apresenta limitações, como por exemplo, o fato de não considerar aspectos morfológicos de encostas, adotando-se condições uniformes (perfis retilíneos) para as mesmas. Outro problema encontrado é a aplicação da EUPS em áreas como uma bacia hidrográfica, posto que a equação foi desenvolvida para ser aplicada em glebas homogêneas. Sobre este aspecto, HAMLET et al. (1992) apontam a problemática principal do cálculo do comprimentos de rampa em uma bacia hidrográfica. Por sua vez, CASTRO (1992), aponta o erro ocorrido na estimativa de perda de solo para bacias hidrográficas no fato de a EUPS considerar este processo como sendo de caráter contínuo, não contemplando o fenômeno de deposição nas encostas. O mesmo autor também levanta a problemática da subjetividade representada pela abordagem semi-quantitativa de algumas variáveis da EUPS.

Apesar destas limitações, a EUPS é considerada um bom instrumento para previsão de perdas de solo por erosão laminar, por exigir um número de informações relativamente pequeno quando comparado ao exigido para a aplicação de modelos mais complexos, e por ser uma equação bastante conhecida e estudada (JÄGER, 1994). Em condições como a brasileira, cuja base cartográfica e de dados em geral é escassa, a aplicação de outros modelos para a previsão de perda de solo seria praticamente inviável, exceto no caso de trabalhos multidisciplinares, onde muitas vezes é possível a realização de um levantamento detalhado de informações sobre uma determinada bacia hidrográfica.

Tendo em vista as vantagens do uso da EUPS, diversos autores têm aplicado esta equação para predição de perdas de solo utilizando bacias hidrográficas como unidade

de estudo (SILVA & FREIRE, 1986; HESSION & SHANHOLTZ, 1988; FIGUEIREDO, 1988; HAMLET, 1992; MELLEROWICZ, 1994; JÄGER, 1994).

Os fatores que compõe a EUPS são apresentados e discutidos a seguir.

3.4.1. Fator erosividade da chuva (R)

"O fator chuva (R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada em determinada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção" (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

Estudos mostraram que, mantidos os outros fatores constantes, as perdas de solo pelas chuvas são diretamente proporcionais ao valor do produto de sua energia cinética total por sua intensidade máxima em trinta minutos. Este produto da energia cinética pela intensidade é chamado "índice de erosão" (EI) e é considerado a melhor relação encontrada para medir a potencialidade erosiva da chuva.

A soma dos valores de EI de cada chuva, isoladamente, em determinado período, representa a erosividade da chuva dentro daquele período. A soma de todos os valores de EI das chuvas caídas em um ano num dado local, dará o valor anual de EI. O valor R da equação é média dos valores anuais de EI de um período longo de tempo (vinte anos ou mais).

A relação para a obtenção do índice de erosão, é dada pela equação:

$$EI = 6,886 (r^2/P^7)^{0,85} \quad (2)$$

onde:

EI = média mensal do índice de erosão, MJ/ha.mm/ha;

r = precipitação média mensal, mm;

P⁷ = precipitação média anual, mm.

LOMBARDI NETO et al. (1981)² apud BERTONI & LOMBARDI NETO (1990), utilizando a equação de EI, estabeleceram os valores de EI₃₀ para 115 locais escolhidos no Estado de São Paulo. Obtiveram então o mapa de isoerodentes - linhas que ligam pontos de igual potencial de erosão. Estas linhas mostram os valores médios anuais de erosividade e o fator R da EUPS (Figura 2).

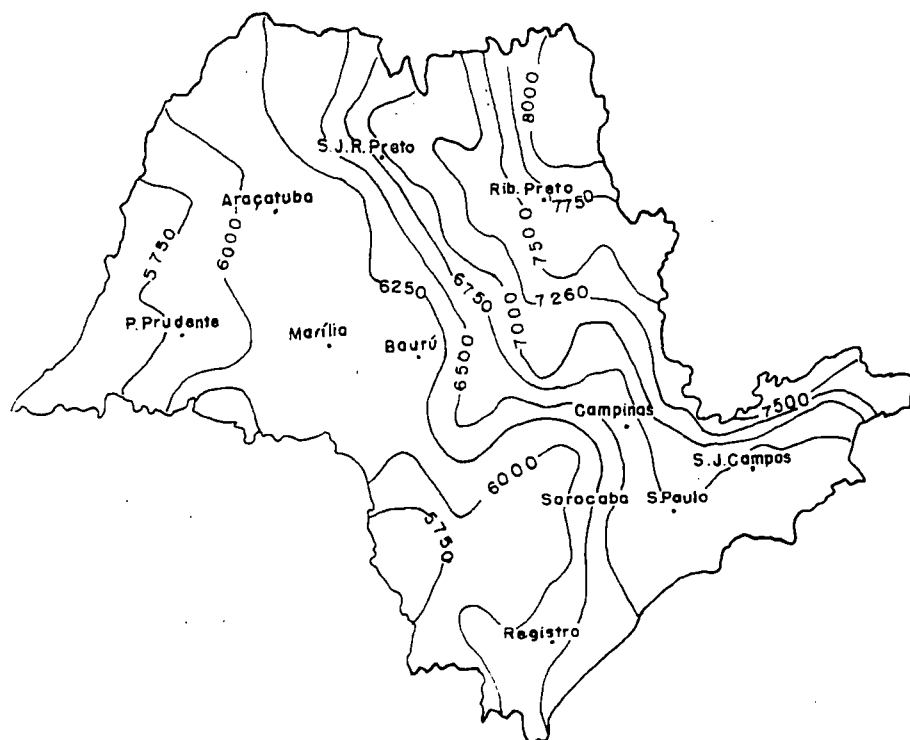


Figura 2. Valores médios anuais do índice de erosividade para o Estado de São Paulo.
Fonte: BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990

² LOMBARDI NETO, F.; SILVA, I. R. & CASTRO, O. M. (1981). *Potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo*. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., Recife. Anais...fl.

3.4.2. Fator erodibilidade do solo (K)

Alguns solos são mais facilmente erodidos que outros, mesmo quando o declive, a precipitação, a cobertura vegetal e as práticas de controle da erosão são as mesmas. “Esta diferença, devido às propriedades inerentes ao solo, é conhecida como erodibilidade do solo (K)”, (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

De acordo com CÉSAR (1952), as propriedades que influenciam na erodibilidade dos solos são principalmente de ordem física, mas podem variar de acordo com a natureza química das frações mais finas do solo. Estas propriedades que afetam o grau de resistência à erosão de um solo são textura, estrutura, porosidade e permeabilidade, capacidade de infiltração, matéria orgânica e composição química do complexo argila. De maneira geral, a textura influencia na permeabilidade do solo e quanto maior a permeabilidade menor o risco de erosão, pois a formação de deflúvios é dificultada. Este comportamento dos solos, entretanto, depende da intensidade das chuvas. Solos argilosos resistem mais pela coesão das partículas, enquanto os arenosos resistem pela permeabilidade e peso dos seus constituintes. A estrutura afeta o grau de agregação das partículas. Quanto maior a agregação (solos de estrutura granular), maior a permeabilidade e a capacidade de retenção de água, e maior a resistência à erosão.

A capacidade de infiltração é, segundo CÉSAR (1952), a propriedade física mais importante com relação à resistência à erosão. Em geral, quanto maior a capacidade de infiltração, maior a resistência à erosão, exceto no caso de chuvas prolongadas, onde a erosão é maior em solos de alta capacidade de infiltração.

A matéria orgânica viva ou morta age de forma a proteger a superfície do solo contra o impacto direto das gotas de chuva. Na forma de húmus, é uma das principais responsáveis pelas propriedades físicas do solo, como coesão, porosidade e estrutura. Por fim, as propriedades químicas das argilas influenciam na plasticidade do solo. Quanto maior a relação sílica/sesquióxidos, maior a plasticidade e a erodibilidade.

O fator erodibilidade do solo tem seu valor quantitativo expresso como a perda de solo (A), por unidade de índice de erosão da chuva (EI), determinado experimentalmente em parcelas unitárias, com 25m de comprimento e declividade

uniforme, em alqueive (terreno deixado livre de vegetação por um mínimo de dois anos), preparada no sentido do declive. Métodos diretos para obtenção da erodibilidade são obtidos em campo com chuva natural ou simulada.

Medidas experimentais do valor da erodibilidade do solo, conforme esta normas, são custosas e exigem muitos anos de determinações, além da dificuldade de se isolar os efeitos de solo e outros fatores (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990). Tais motivos tornaram necessária a estimativa da erodibilidade do solo por métodos indiretos.

LOMBARDI NETO & BERTONI (1975)³ apud BERTONI & LOMBARDI NETO (1990) estudaram 66 perfis de solo que ocorrem no Estado de São Paulo, pelo método de Middleton e consideraram os valores obtidos como uma estimativa do fator K. Os autores constataram maior suscetibilidade à erosão para os solos podzolizados.

Um método indireto para a determinação da erodibilidade dos solos é a avaliação de parâmetros físicos (porcentagem de silte e areia muito fina; porcentagem de areia, compreendida entre 2,0 e 0,1 mm; tipo de estrutura e classe de permeabilidade) e a porcentagem de matéria orgânica, através da combinação desses parâmetros graficamente em um nomograma, proposto por WISCHMEIER et al. (1971). A utilização do nomograma permite a obtenção rápida e mais econômica do fator K, em comparação com sua obtenção por métodos diretos. De acordo com WISCHMEIER et al. (1971), a erodibilidade tende a aumentar com o aumento no teor de silte.

COGO (1978), trabalhando com o método nomográfico, afirma que este método não necessita de maiores esforços e recursos para a obtenção da erodibilidade, e sugere que seja utilizado para se ganhar tempo nas informações, mas observa que há necessidade de comparações entre este método e as medições diretas para uma melhor avaliação do nomograma. Sobre este aspecto, HENKLAIN & FREIRE (1983), comparando os valores de erodibilidade obtidos pelo nomograma e pelos métodos diretos, com chuva natural e simulada, observaram que os resultados obtidos pelo primeiro foram significativamente menores que os últimos dois, e concluíram que o método nomográfico não pode ser utilizado para os Latossolos Paranaenses estudados.

³ LOMBARDI NETO, F. & BERTONI, J. 1975. *Erodibilidade de solos paulistas*. Campinas, SP, Instituto Agrônomo, 12p (Boletim Técnico, 27).

Segundo os autores, isto se deve ao fato de o método nomográfico ser inviável para solos que apresentam baixa porcentagem de silte e areia muito fina. A mesma conclusão foi obtida por FREIRE & PESSOTI (1976), ao estudarem alguns solos de Piracicaba. Da mesma forma, ANGULO et al. (1985) concluíram que o método nomográfico não pode ser aplicado para a maioria dos solos brasileiros estudados, devido principalmente às diferenças texturais entre os solos usados na confecção do nomograma com as dos solos analisados.

DENARDIN (1990), com o objetivo de verificar a aplicabilidade de modelos matemáticos apresentados em bibliografia, para solos brasileiros, estimou a erodibilidade de 31 solos do Brasil através de parâmetros físicos e químicos. O autor concluiu que os parâmetros permeabilidade, matéria orgânica, óxido de alumínio e a fração areia entre 2,0 e 0,5 mm foram as variáveis independentes significativas para estimar a erodibilidade destes solos. A partir daí, foram ajustados modelos aplicáveis para solos de ampla variação nas características físicas e químicas. As vantagens da utilização destes modelos são a rapidez na determinação da erodibilidade dos solos, em comparação com métodos diretos, e a obtenção dos parâmetros por análises laboratoriais de fácil obtenção.

3.4.3. Fator comprimento e grau de declive (LS)

A intensidade de erosão pela água é grandemente afetada tanto pelo comprimento do declive (L) como pelo seu gradiente (S). O fator LS é a relação esperada de perda de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação a perdas de solo correspondentes de uma parcela unitária de 25 m de comprimento e 9% de declive. O fator LS é dado por BERTONI & LOMBARDI NETO (1990):

$$LS = 0,00984 c^{0,63} d^{1,18} \quad (3)$$

onde:

LS = fator topográfico;

c = comprimento de rampa (m);

d = grau de declive (%).

Deve-se mencionar que o uso de um gradiente médio de um comprimento de rampa, considerando-o como uniforme, pode subestimar as perdas de solo em declives convexos e superestimar em declives côncavos. Este é um dos maiores erros implícitos no uso desta equação.

3.4.4. Fator uso-manejo do solo (C)

"O fator uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado" (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990).

O fator CP atual corresponde à influência da ocupação atual no condicionamento da erosão laminar, tendo implícita a influência de diversas variáveis inerentes às práticas agrícolas.

A proteção do solo pela cobertura vegetal varia de acordo com a cultura e com seu estágio de desenvolvimento. Por conseguinte, o valor de C também varia.

Costuma-se dividir o ano agrícola em cinco períodos, definidos para que os efeitos da cobertura vegetal em cada período sejam considerados uniformes. São eles:

- (a) período D - preparo do solo: desde o preparo até o plantio;
- (b) período 1 - plantio: do plantio a um mês após plantio;
- (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 o preparo do solo.

Para a obtenção do fator C, as intensidades de perda de solo de cada período são combinadas à porcentagem de distribuição do índice de erosão (EI) anual para determinado local.

3.4.5. Fator práticas conservacionistas (P)

O fator P é a relação entre a intensidade esperada de perdas de solo com determinada prática conservacionista e aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). Na Tabela 1 estão alguns valores de P para as práticas conservacionistas mais utilizadas contra a erosão, obtidas pela Seção de Conservação do Solo do Instituto Agrônômico.

Tabela 1. Valor de P para algumas práticas conservacionistas

Práticas conservacionistas	Valor de P
Plantio morro abaixo	1,0
Plantio em contorno	0,5
Alternância de campinas + plantio em contorno	0,4
Cordões de vegetação permanente	0,2

Fonte: BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990.

3.5. Tolerância de Perda de Solo

Diversas pesquisas tem sido realizadas com a finalidade de se determinar a intensidade de erosão de diferentes solos, sob grande variação climática. Tais pesquisas

mostraram que as medidas de conservação reduzem a erosão, mas raramente a eliminam totalmente. A partir deste ponto, surgiu a necessidade de se decidir o quanto de erosão é tolerável (LOMBARDI NETO & BERTONI, 1975).

Para que fossem estabelecidos valores de tolerância de perda de solo (T), deviam ser assumidos alguns critérios (SCHERTZ, 1983). Segundo este autor, a comunidade científica partiu das afirmações de que o solo é um recurso natural essencial, não renovável e limitado e que antes que o recurso solo seja completamente esgotado ou significativamente diminuído, o seu uso pode se tornar economicamente inviável. A partir destes conceitos, surgiu como um dever o estabelecimento de valores toleráveis de perda de solo. Porém, a escolha dos critérios para estabelecer estes valores é extremamente difícil. De acordo com SCHERTZ (1983), um número limitado de pesquisas tem dado valores de perda de solo que podem ser tolerados, por ser difícil a sua determinação e por ser um valor dependente de um número muito grande de propriedades dos solos.

O primeiro critério assumido para estabelecer valores toleráveis de perda de solo foi o cálculo do tempo de formação natural dos solos, ou o desgaste da rocha matriz pelo intemperismo. Segundo ALEXANDER (1988), os dados para se determinar a taxa de formação dos solos é extremamente escasso. De acordo com FRIEND (1992), taxas estimadas de formação dos solos são lentas e desprezíveis em termos reais ou menores que a taxa de extração de nutrientes dos horizontes superficiais do solo. Na década de 1940, cientistas estimaram a tolerância de perda de solo baseando-se principalmente neste critério (SCHERTZ, 1983). Ainda nesta década, outros critérios surgiram para a determinação de T, como a manutenção da produtividade ao longo de um certo período e a não produção de erosão linear.

De acordo com SMITH & WHITT⁴ (1948) apud SCHERTZ (1983), “o objetivo principal da conservação do solo é manter sua fertilidade, e por consequência, a produção de alimento indefinidamente”. A partir do conhecimento e da aplicação da EUPS a tolerância de perda de solo vem sendo definida como a taxa máxima de erosão

⁴ SMITH, D. D. & WHITT, D. M. 1948. *Evaluating soil losses from field areas*. Agr. Eng. 29, 394-396 p.

anual do solo que pode ocorrer e ainda permitir um alto nível de produtividade a ser obtido economicamente e indefinidamente (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

Este conceito foi revisto na década de 1960 quando se passou a considerar que a perda de sedimentos deveria ser a maior base para a determinação de T. Esta nova proposta foi intensamente debatida pela comunidade científica e por agências de conservação do solo, e concluiu-se que a consideração deste parâmetro dependeria do tipo de utilização que teria a água da bacia hidrográfica em questão (McCORMACK et al., 1982). Outra grande dificuldade encontrada para se utilizar este parâmetro no cálculo de T foi e ainda é estabelecer a relação entre qualidade da água e taxas de erosão, pois a contribuição com sedimentos para os cursos d'água é muito pouco conhecida. Devido a esta problemática, concluiu-se que a perda de sedimentos não poderia ser considerado um critério para determinar T, enquanto este parâmetro não fosse bem conhecido.

De acordo com PIERCE et al. (1984), o conceito de T é considerado "vago" por diversos autores e os valores até hoje encontrados tem sido criticamente examinados, revisados ou corrigidos, mas que mesmo desta maneira é preciso que sejam estabelecidos valores de limites de perda de solo. Segundo SPAROVEK & van LIER (1993), ainda que os critérios para definição da tolerância estejam bem estabelecidos, os limites geralmente usados não condizem com as condições naturais dos solos tropicais. Apesar destes pontos de controvérsia, todos os autores concordam no fato de a T variar conforme o solo em questão, não podendo ser impostos limites fixos que sejam aplicáveis para solos semelhantes.

LOMBARDI NETO & BERTONI (1975) estabeleceram padrões de tolerância de perda de solo para o Estado de São Paulo, considerando a profundidade e algumas propriedades físicas do solo. Os autores salientam que o critério adotado para a escolha das propriedades do solo consideradas essenciais no estabelecimento de padrões de limites de tolerância foi subjetivo, baseando-se na profundidade favorável para o desenvolvimento do sistema radicular e na relação textural dos horizontes de superfície e subsuperfície. Os valores encontrados encontram-se na Tabela 2.

Apesar das críticas ao conceito de T e de ele considerar como ponto básico a manutenção da produtividade, valores de T encontrados em literatura tem sido adotados como limites de classes de risco de erosão em alguns trabalhos (PELLETIER, 1985; CASTRO, 1992; MELLEROWICZ et al., 1994, JÄGER, 1994).

Tabela 2. Limites de tolerância de perdas por erosão para alguns solos do Estado de São Paulo.

Solos	Tolerância de perdas de solo (T)	
	amplitudes observadas	média ponderada em relação à profundidade
COM B TEXTURAL		
	t/ha	t/ha
Podzólico vermelho amarelo, orto	5,2 a 7,6	6,6
Podzólico vermelho amarelo, v. Piracicaba	3,4 a 11,2	7,9
Podzólico vermelho amarelo, v. Laras	6,9 a 13,4	9,1
Podzólico com cascalho	2,1 a 6,6	5,7
Podzolizado Lins e Marília, v. Lins	3,8 a 5,5	4,5
Podzolizado Lins e Marília, v. Marília	3,0 a 8,0	6,0
Mediterrâneo vermelho-amarelo	9,8 a 12,9	12,1
Terra Roxa estruturada	11,6 a 13,6	13,4
COM B LATOSSÓLICO		
Latossolo roxo	10,9 a 12,5	12,0
Latossolo vermelho-escuro, orto	11,5 a 13,3	12,3
Latossolo vermelho-escuro, f. arenosa	13,4 a 15,7	15,0
Latossolo vermelho-amarelo, orto	12,5 a 12,8	12,6
Latossolo vermelho-amarelo, f. rasa	4,3 a 12,1	9,8
Latossolo vermelho-amarelo, f. arenosa	13,6 a 15,3	14,2
Latossolo vermelho-amarelo, f. terraço	11,1 a 14,0	12,6
Latossolo vermelho-amarelo, húmico	10,9 a 11,5	11,2
Solos Campos do Jordão	4,6 a 11,3	9,6
SOLOS POUCO DESENVOLVIDOS		
Litossolo	1,9 a 7,3	4,2
Regossolo	9,7 a 16,5	14,0

Fonte: LOMBARDI NETO & BERTONI (1975).

3.6. Sistema de Informações Geográficas (SIG) aplicado ao estudo da erosão dos solos

Para o planejamento e análise ambiental, uma técnica de grande utilidade é o Sistema de Informações Geográficas.

CRESTANA (1994), discutindo técnicas recentes de avaliação ambiental, afirma que é possível observar, modelar, avaliar e simular o comportamento local de variáveis edafo-ambientais via Sistema de Informações Geográficas.

Um Sistema de Informações Geográficas (SIG) é um sistema de informações projetado para trabalhar com dados referenciados por coordenadas espaciais ou geográficas (STAR & ESTES, 1990). Para os autores, a função de um sistema de informações é aumentar a velocidade de um indivíduo tomar decisões. De acordo com CÂMARA (1993), a principal característica de um SIG é sua faculdade de armazenar, recuperar e analisar mapas num ambiente computacional. A automatização destes processos torna qualquer operação com mapas extremamente ágil.

Desta forma, o SIG funciona de acordo com cinco elementos essenciais: aquisição de dados; pré-processamento dos dados dentro do sistema; manejo dos dados; manipulação, análise e geração de produtos (STAR & ESTES, 1990).

A estrutura de dados dentro do SIG pode ser trabalhada de duas maneiras: estrutura "Raster" e estrutura "Vector". A estrutura "Vector" basicamente descreve os dados espacialmente por vetores, isto é, em linhas contendo direção e sentido. A Estrutura "Raster" se baseia na organização celular dos dados espaciais, isto é, os valores existentes dos parâmetros de interesse (altitude, temperatura, uso do solo, entre outros), está locado para cada célula de composição de um mapa. Por trabalhar com células (ou pixels), o sistema "Raster" pode armazenar dados espacialmente organizados sobre vários planos de informações e realizar operações que envolvam álgebra booleana e sobreposição de mapas, sendo portanto a estrutura mais indicada para o trabalho de análise e planejamento ambiental (STAR & ESTES, 1990).

MELLEROWICZ et al. (1994) enfatizam a importância do SIG para o planejamento do solo e da água. Os autores mostram ter havido um aumento da aplicação do SIG para este fim devido a diversos fatores como a melhora da qualidade, disponibilidade e facilidade de manipulação dos sistemas, o aumento da disponibilidade de informações básicas para alimentar o sistema (mapas cartográficos, pedológicos,

imagens orbitais e fotografias aéreas, etc.), e o aumento da demanda por trabalhos de planejamento que exijam menor gasto de tempo. Todavia, ainda poucos trabalhos têm sido realizados integrando o estudo da erosão de forma quantitativa em bacias hidrográficas com a utilização de SIG. Dentre eles, pode-se citar o trabalho realizado por PELLETIER (1985), que testou o uso da EUPS para previsão de perda de solo por erosão a fim de calcular fontes não pontuais de poluição das águas, em grande escala. O autor utilizou SIG para integração dos mapas básicos e chegou a classes de risco de erosão na área baseando-se na tolerância de perda de solo (T). Neste trabalho, a área de estudo não foi uma bacia hidrográfica e sim uma área retangular delimitada por coordenadas geográficas.

HESSION & SHANHOLTZ (1988), também com o objetivo de apontar áreas mais críticas quanto à poluição não pontual dos cursos d'água, utilizou a EUPS em uma bacia hidrográfica agrícola (Virginia's Chesapeake Bay), integrando os dados via SIG. Os autores trabalharam em escala ultra-generalizada (1:1.000.000), e calcularam a taxa de distribuição de sedimentos na bacia.

HAMLETT et al. (1992) determinaram as áreas críticas quanto à fonte de poluição não pontual dos rios de 104 bacias hidrográficas, na escala 1:250.000, utilizando SIG. Para tanto, usaram a EUPS para predição de perda de solo. Os autores justificam o uso da EUPS devido à pequena escala de trabalho e afirmam que para o cálculo de perda de solo por erosão em áreas menores deveria ser utilizado um modelo mais sofisticado. Também observaram limitações ao se trabalhar no âmbito bacia hidrográfica, principalmente pela dificuldade de calcular o comprimento de rampa dentro de cada bacia, pela limitação do software.

JÄGER (1994) utilizou a EUPS para gerar mapas de suscetibilidade à erosão em uma área de 36.000 Km² na Alemanha, através do SIG-*Idrisi*. No trabalho foi estimada a perda de solo e limitadas as classes de suscetibilidade à erosão pela Tolerância de perda de solo. O autor apontou diversas dificuldades e limitações do método, principalmente o cálculo do fator LS. Enfatizou, porém, que este método ainda é muito útil para trabalhos em escala regional.

No Brasil, são poucos os trabalhos encontrados que integram uso da EUPS e SIG. Encontram-se entre eles o de CASTRO (1992), que utilizou a EUPS para estimar perda de solo em uma bacia hidrográfica a fim de definir classes de suscetibilidade de uso em função do meio físico. A estimativa da perda de solo foi calculada utilizando o SIG do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a geração dos mapas básicos para este estudo, foram utilizados os seguintes materiais:

- a) Mapa pedológico da bacia hidrográfica, obtido através de levantamento de campo, na escala aproximada de 1:20.000;
- b) Mapa pedológico do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), quadrícula de Piracicaba, na escala 1:100.000;
- c) Mapas planialtimétricos do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC), quadrículas Santa Terezinha do Piracicaba, Saltinho, Mato Alto, Piracicaba II, Sete Barrocas, Fazenda Pinheirinho, Bairro Volta Grande e Piracicaba V, na escala 1:10.000;
- d) Mapas planialtimétricos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), quadrículas Piracicaba e Capivari, na escala 1:50.000;
- e) Mapa de uso da terra obtido através de observação de campo e uso de fotografias aéreas da área na escala 1:25.000, de julho de 1995;
- f) Mapa de uso da terra na escala 1:50.000 obtido através da redução do mapa de uso na escala 1:25.000.

Como forma de entrada de dados no SIG, utilizou-se o software de digitalização Tosca. Este dados foram digitalizados via mesa digitalizadora *Summagraphics Summagrid IV*, tamanho A1. O software utilizado para a geração e manipulação de imagens foi o Idrisi, EASTMAN (1992), utilizando a estrutura "Raster". A digitalização foi feita utilizando como base o sistema de coordenadas "Universal Transversa de Mercador" (UTM).

Todas as imagens foram produzidas com pixel de 20 X 20 metros. Tal pixel foi definido em função do grau de detalhamento dos mapas planialtimétricos na escala

1:10.000. Procurou-se obter um tamanho de pixel que perdesse o menor número possível de informações sobre as curvas de nível e cotas do terreno e que, ao mesmo tempo, não sobrecarregasse demais o sistema computacional com um número muito grande de linhas e colunas nas imagens.

Para a caracterização do risco de erosão na BHRM foram utilizadas dois métodos e duas escalas distintas, descritas a seguir.

4.1. Método 1: determinação qualitativa

4.1.1. Escala generalizada

O mapa de risco de erosão da bacia hidrográfica foi elaborado tomando como dados básicos apenas o mapa pedológico na escala 1:100.000, o mapa de uso da terra na escala 1:50.000 e um mapa de classes de declividade obtido através da interpolação das curvas de nível dos mapas planialtimétricos no SIG, na escala 1:50.000. O mapa de classes de declividade teve cinco intervalos definidos, sendo eles: A) 0-2%, B) 2-5%, C) 5-10%, D) 10-20% e E) >20% (LEPSCH, 1991). Estes intervalos são adotados para a determinação da capacidade de uso das terras, com exceção dos dois últimos intervalos. O intervalo D foi modificado de 10-15% para 10-20% e o último intervalo foi definido como maior que 20% devido ao fato de a partir desta declividade o risco aumentar sensivelmente para qualquer solo ou cobertura vegetal (De MARIA, informação pessoal). O intervalo de declividade >45% não foi considerado pois foi encontrado apenas em áreas extremamente reduzidas (muitas vezes apenas um “pixel”) que não condiziam com a realidade da bacia hidrográfica. Muito provavelmente esta classe de declividade foi superestimada pelo módulo de interpolação de curvas de nível do “software”.

O mapa de uso da terra mostrou a ocupação da bacia com cana-de-açúcar, pastagem, culturas anuais (denominação que inclui a cultura do milho e horticultura), café, pequenos trechos de mata ciliar e de reflorestamento com eucalipto. Para cada

cultura encontrada na bacia hidrográfica foi definido o risco de erosão, com base em critérios qualitativos como textura, profundidade, transição de horizontes dos solos e classe de declividade (Tabela 3). Estas matrizes de decisão serviram com base para o cruzamento dos mapas citados via SIG, através do módulo “Overlay”, obtendo-se assim o primeiro mapa de classes de risco de erosão, com as seguintes classes:

- a) risco **muito alto (MA)**;
- b) risco **alto (A)**;
- c) risco **médio (M)**;
- d) risco **baixo (B)**;
- e) risco **muito baixo (MB)**.

O termo **risco de erosão** adotado no presente trabalho pode ser entendido como a suscetibilidade do solo ao processo erosivo, levando-se em consideração o uso atual da terra ou a cobertura do solo. As legendas do mapa pedológico na escala generalizada encontram-se após as matrizes de decisão.

Tabela 3. Matrizes de decisão para os diferentes usos da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala generalizada.

Cana-de-açúcar					
Unidade de Mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li5	M	MA	MA	MA	MA
Li3	B	M	A	MA	MA
PV10+Li3+PV9	B	M	A	A	MA
PV7+PV8	B	M	M	A	MA
PV7	B	M	M	A	MA
TE+Li6	MB	B	B	M	A
LV2	MB	MB	B	M	A
TE	MB	MB	B	M	A
LE2+PE	MB	MB	MB	M	A

0 - 3% 3 - 8% 8 - 20%

Culturas anuais					
Unidade de Mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li5	A	MA	MA	MA	MA
Li3	M	A	MA	MA	MA
PV10+Li3+PV9	M	A	MA	MA	MA
PV7+PV8	M	A	A	MA	MA
PV7	M	A	A	MA	MA
TE+Li6	B	M	M	A	MA
LV2	B	B	M	A	MA
TE	B	B	M	A	MA
LE2+PE	B	B	B	A	MA

Pastagem					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li5	B	A	A	A	A
Li3	MB	B	M	A	A
PV10+Li3+PV9	MB	B	M	M	A
PV7+PV8	MB	B	B	M	A
PV7	MB	B	B	M	A
TE+Li6	MB	MB	MB	B	M
LV2	MB	MB	MB	B	M
TE	MB	MB	MB	B	M
LE2+PE	MB	MB	MB	B	M

Café					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li5	MB	M	M	M	M
Li3	MB	MB	B	M	M
PV10+Li3+PV9	MB	MB	B	B	M
PV7+PV8	MB	MB	MB	B	M
PV7	MB	MB	MB	B	M
TE+Li6	MB	MB	MB	MB	A
LV2	MB	MB	MB	MB	A
TE	MB	MB	MB	MB	A
LE2+PE	MB	MB	MB	MB	A

Mata nativa e reflorestamento					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li5	MB	MB	MB	MB	MB
Li3	MB	MB	MB	MB	MB
PV10+Li3+PV9	MB	MB	MB	MB	MB
PV7+PV8	MB	MB	MB	MB	MB
PV7	MB	MB	MB	MB	MB
TE+Li6	MB	MB	MB	MB	MB
LV2	MB	MB	MB	MB	MB
TE	MB	MB	MB	MB	MB
LE2+PE	MB	MB	MB	MB	MB

Legenda do mapa pedológico do Instituto Agrônomo de Campinas - escala generalizada (1:100.000)

LV2 - Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura média. unidade Laranja Azeda (Typic Haplorthox).
LE2 - Latossolo Vermelho-escuro álico, A moderado, text. argilosa ou muito argilosa. unidade Limeira (Typic Haplorthox).
PV7 - Grupamento indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média. Unidade Serrinha (Arenic Abruptic Paleudalf, Arenic Abruptic Paleudult).
PV8 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média, pouco profundo. Unidade Serrinha fase pouco profunda. (Arenic Abruptic Paleudalf, Arenic Abruptic Paleudult).
PV9 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos Tb abruptos, A moderado, textura arenosa/argilosa ou média/argilosa. Unidade Santa Cruz (Abruptic Paleudalf, Abruptic Arenic Paleudalf, Abruptic Paleudult e Abruptic Arenic Paleudult).
PV10 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos Vermelho-amarelos eutróficos, A moderado, textura média/argilosa, pouco profundos. Unidade Manduca (Abruptic Paleudalf e Typic Paleudalf).
TE - Terra Roxa Estruturada eutrófica, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa. Unidade Estruturada (Rhodic Paleudalf).
Li3 - Solo Litólico Eutrófico ou Distrófico, A moderado, Proeminente ou chernozêmico, substrato sedimentos indiscriminados do Grupo Passa Dois (Typic Udorthent).
Li5 - Solo Litólico Eutrófico, A moderado ou chernozêmico, substrato arenitos das Formações Botucatu ou Pirambóia (Typic Udorthent e Lithic Hapludoll).
Li6 - Solo Litólico Eutrófico, A moderado ou chernozêmico, substrato basalto ou diabásio (Lithic Udorthent e Lithic Hapludoll).
PE - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos Vermelho-escuros, textura argilosa ou argilosa/muito argilosa com ou sem cascalho. Unidade Campestre (Typic Paleudult, Typic Paleudalf e Typic Arguidoll).

4.1.2. Escala detalhada

Nesta escala de trabalho, o mapa de risco de erosão da bacia hidrográfica foi elaborado tomando como dados básicos o mapa pedológico na escala 1:20.000, o mapa de uso da terra na escala 1:25.000 e um mapa de classes de declividade obtido através do mapa planialtimétrico na escala 1:10.000. O mapa de classes de declividade teve os mesmos intervalos definidos para a escala generalizada. O mapa pedológico para a escala detalhada foi obtido através de levantamento de campo seguindo os critérios propostos por TERAMOTO (1995), onde se inferiram os limites entre as unidades de mapeamento para as áreas onde foram encontradas condições geomorfologicamente semelhantes às descritas no levantamento detalhado realizado pelo autor, na montante da bacia hidrográfica. Para tanto, percorreu-se a área da bacia e foram feitas aproximadamente 200 tradagens ou observações de barrancos, analisando-se textura, estrutura, profundidade, transição entre os horizontes, cor, pedregosidade e possível ausência de horizonte superficial. As matrizes de decisão para os mapas de risco de erosão baseadas nos critérios qualitativos foram as mesmas citadas anteriormente (Tabela 4).

Tabela 4. Matrizes de decisão para os diferentes usos da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala detalhada.

Cana-de-açúcar					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li1	M	MA	MA	MA	MA
Li2	M	A	MA	MA	MA
Cb2	M	A	MA	MA	MA
Li3	B	M	A	A	MA
Cb1+Li3+PV1	B	M	A	A	MA
PV1+Cb1+Li3	B	M	A	A	MA
PV2	B	M	A	A	MA
PV3	B	M	M	A	MA
PV4	B	M	M	A	MA

continua...

...continua

PV5	B	B	M	A	MA
PE	MB	B	B	M	A
LV	MB	MB	B	M	A
TE	MB	MB	B	M	A

Culturas anuais

Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li1	A	MA	MA	MA	MA
Li2	A	MA	MA	MA	MA
Cb2	A	MA	MA	MA	MA
Li3	M	A	MA	MA	MA
Cb1+Li3+PV1	M	A	MA	MA	MA
PV1+Cb1+Li3	M	A	MA	MA	MA
PV2	M	A	MA	MA	MA
PV3	M	A	A	MA	MA
PV4	M	A	A	MA	MA
PV5	M	M	A	MA	MA
PE	B	M	M	A	MA
LV	B	B	M	A	MA
TE	B	B	M	A	MA

Pastagem

Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li1	B	A	A	A	A
Li2	B	M	A	A	A
Cb2	B	M	A	A	A
Li3	MB	B	M	M	A
Cb1+Li3+PV1	MB	B	M	M	A
PV1+Cb1+Li3	MB	B	M	M	A
PV2	MB	B	M	M	A
PV3	MB	B	B	M	A
PV4	MB	B	B	M	A
PV5	MB	MB	B	M	A
PE	MB	MB	MB	B	M
LV	MB	MB	MB	B	M
TE	MB	MB	MB	B	M

Café					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li1	MB	M	M	M	M
Li2	MB	B	M	M	M
Cb2	MB	B	M	M	M
Li3	MB	MB	B	B	M
Cb1+Li3+PV1	MB	MB	B	B	M
PV1+Cb1+Li3	MB	MB	B	B	M
PV2	MB	MB	B	B	M
PV3	MB	MB	MB	B	M
PV4	MB	MB	MB	B	M
PV5	MB	MB	MB	B	M
PE	MB	MB	MB	MB	B
LV	MB	MB	MB	MB	B
TE	MB	MB	MB	MB	B

Mata nativa e reflorestamento					
Unidade de mapeamento	Declividade				
	0-2%	2-5%	5-10%	10-20%	>20%
Li1	MB	MB	MB	MB	MB
Li2	MB	MB	MB	MB	MB
Cb2	MB	MB	MB	MB	MB
Li3	MB	MB	MB	MB	MB
Cb1+Li3+PV1	MB	MB	MB	MB	MB
PV1+Cb1+Li3	MB	MB	MB	MB	MB
PV2	MB	MB	MB	MB	MB
PV3	MB	MB	MB	MB	MB
PV4	MB	MB	MB	MB	MB
PV5	MB	MB	MB	MB	MB
PE	MB	MB	MB	MB	MB
LV	MB	MB	MB	MB	MB
TE	MB	MB	MB	MB	MB

Legenda do mapa pedológico feito por levantamento de campo - escala detalhada (1:20.000)

PV1- Podzólicos Vermelho-Amarelos indiscriminados fase pouco profundos, substratos siltitos e folhelho da formação Corumbataí.
PV2- Podzólico Vermelho-Amarelo , álico ou distrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura média/argilosa.
PV3- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura arenosa/argilosa, abruptos.
PV4- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura arenosa/média.
PV5- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura média/argilosa.
Li1- Solo Litólico, textura arenosa.
Li2- Solo Litólico, textura média.
Li3- Solo Litólico álico ou distrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura argilosa, substrato siltitos da formação Corumbataí.
Cb1- Cambissolos indiscriminados, substrato siltitos e folhelhos da formação Corumbataí.
Cb2- Cambissolos textura média.
PE- Podzólicos Vermelho escuros, textura argilosa ou argilosa/muito argilosa.
LV- Latossolo Vermelho-Amarelo, álico ou distrófico, A moderado, textura média.
TE- Terra Roxa Estruturada eutrófica, textura argilosa ou muito argilosa.

Através da intersecção dos mapas básicos pelo módulo “Overlay” obteve-se o segundo mapa de classes de risco de erosão, com as cinco classes mencionadas anteriormente. A representação esquemática das operações para a obtenção dos mapas de risco de erosão pelo método qualitativo é mostrada na Figura 3.

4.2. Método 2: determinação quantitativa

4.2.1. Escala generalizada

A elaboração do mapa de risco de erosão para a BHRM foi feita através da sobreposição de vários mapas contendo os parâmetros da EUPS.

4.2.1.1. Obtenção dos fatores da EUPS

a- Fator erosividade da chuva (R)- Foi considerado constante para a toda a área da BHRM, e igual a 6750 MJ.mm/ha.h.ano, valor de erosividade utilizado para Piracicaba. Para este parâmetro, o mapa da bacia foi considerado uniforme e através do módulo "Assign" foi gerado o mapa de erosividade da chuva.

b- Fator erodibilidade do solo (K) - Para o cálculo da erodibilidade foi utilizado o modelo matemático desenvolvido por DENARDIN (1990), este baseado no nomograma de WISCHMEIER et al. (1971), que foi aplicado utilizando-se os resultados das análises físico-químicas do levantamento pedológico do IAC.

$$K = 0,00000748 (M) + 0,00448059 (p) - 0,06311750 (DMP) + 0,01039567 (r') \quad (4)$$

onde:

K = valor estimado para o fator erodibilidade do solo, expresso em t.ha.h/ha.Mj.mm,

M = variável "M" calculada a partir de parâmetros granulométricos: % novo silte x (% novo silte + % nova areia),

p = permeabilidade do perfil codificada como Wischmeier et al. (1971), onde:

Classes de permeabilidade

1= rápida

2= moderada a rápida

3= moderada

4= lenta a moderada

5=lenta

6=muito lenta

DMP = diâmetro médio ponderado das partícula menores que 2 mm expresso em mm,

r = relação entre teor de matéria orgânica e o teor da nova areia ($MO \times \% \text{ nova areia} / 100$)

Este modelo foi testado para solos do Brasil e dos EUA, os quais tinham-se os valores de erodibilidades conhecidos através de determinação direta no campo, apresentando segundo DENARDIN (1990) coeficiente de determinação de 0,9767 e erro padrão estimado de 0,006 t.ha.h/ha.Mj.mm (teste F).

O modelo utiliza variáveis de análises de rotina, porém o parâmetro "M" não. Para o cálculo deste é necessário dividir a fração areia em: areia muito fina, areia fina, areia média, areia grossa e areia muito grossa. Como na base de dados disponível havia apenas a divisão entre areia grossa e areia fina, a equação de DENARDIN (1990) foi adaptada por LEVY (1995), em trabalho que utilizou esta equação para o cálculo da erodibilidade dos solos do município de Piracicaba: A fração novo silte (0,002 a 0,1 mm) foi substituída por silte (0,002 a 0,05 mm) e areia fina (0,05 a 0,2 mm) e a fração nova areia (0,1 a 2 mm) foi substituída por areia grossa (>0,2 mm).

Segundo WISCHMEIER et al.1971, a erodibilidade tende a aumentar com o conteúdo de silte e areia muito fina e diminuir com os conteúdos de areia >0,1mm, argila e matéria orgânica. Desta maneira, ao se substituir na equação a fração silte e areia muito fina (novo silte) por silte e areia fina, esta fração granulométrica sofreu um acréscimo. Segundo LEVY (1995), este fato pode ser interessante para as presentes condições, que como a maioria dos solos tropicais, apresentam baixa porcentagem de silte e areia muito fina.

O diâmetro médio das partículas foi calculado pela metodologia descrita por BAVEL (1949), para diâmetro médio de agregados:

$$DMP = \sum(Ct \times Pm) \quad (5)$$

Pm = peso médio de cada classe

Ct = Centro de cada classe textural expresso em mm pela escala ϕ (*phi*), segundo FOLK (1968). Estes valores encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5: Diâmetro médio de cada classe textural para cálculo do diâmetro médio ponderado das partículas

Classe textural	Diâmetro (escala ϕ)
Areia grossa	0,65
Areia fina	0,150
Silte	0,0117
Argila	0,00024

O modelo apresentado foi aplicado para os todos os solos encontrados na BHRM, tomando-se como base o mapa pedológico na escala 1:100.000, chegando-se a valores de erodibilidade que são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Fator erodibilidade para os solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.

Unidade de Mapeamento	Fator K (t.ha.h/ha.Mj.mm)
PV10+Li3+PV9	0,0400
TE	0,0241
TE+Li6	0,0241
PV7+PV8	0,0435
Li3	0,0319
Li5	0,0431
PV7	0,0435
LV2	0,0367
LE2+PE	0,0237

Utilizando-se o módulo “Assign”, atribuiu-se para cada solo encontrado na bacia o seu respectivo valor de erodibilidade, obtendo-se uma mapa de erodibilidades para a escala generalizada.

c- Fator comprimento de rampa e grau de declive (LS)

Para a obtenção deste fator da EUPS para a bacia hidrográfica seguiu-se o método descrito por ROCHA (1995), com algumas modificações. Para tanto, foram necessárias diversas combinações de módulos dentro do software Idrisi. A partir da imagem de curvas de nível obtidas através dos mapas planialtimétricos na escala 1:50.000, foi gerado um modelo de elevação do terreno pela interpolação destas curvas feita pelo módulo “Intercon”. Este mapa serviu de base para a caracterização do terreno quanto às declividades e ao aspecto do terreno (orientação das vertentes num raio de 0° a 360°), por meio do módulo “Surface”. O mapa de aspecto do terreno foi então reclassificado em oito direções, de 45 em 45 graus, dividindo assim as direções das vertentes em Norte, Sul, Leste, Oeste, Nordeste, Sudeste, Sudoeste e Noroeste. Um mapa com cinco intervalos de declividades em porcentagens (0-2%, 2-5%, 5-10%, 10-20% e >20%) foi sobreposto ao mapa de aspecto reclassificado obtendo-se todas as combinações possíveis entre os dois mapas por meio do módulo “Crosstab”. Através do módulo “Group” foi obtido um mapa de polígonos isolados. Tais polígonos representaram cada rampa homogênea da bacia nas quais foram calculados os respectivos comprimentos (em metros) da seguinte maneira: foram extraídos os valores máximos e mínimos da altura de cada polígono (em metros), bem como as declividades médias de cada rampa (em porcentagem). O comprimento de rampa foi obtido através da equação:

$$c = h/\text{sen}\alpha \quad (6)$$

onde:

c = comprimento de rampa (m);

h = diferença de altura da rampa (m);

α = declividade média do polígono (%).

O mapa final do fator LS foi obtido através da aplicação da equação 3, pelo módulo "Scalar".

Para as áreas ocupadas com cana-de-açúcar, o cálculo do fator LS foi feito de maneira diferente. Sabe-se que em áreas ocupadas com esta cultura na região de Piracicaba, utiliza-se a prática de terraceamento. De maneira geral, os terraços são construídos a cada 4 metros de desnível vertical. A partir do mapa de classes de declividade, foi então calculado o valor correspondente para o comprimento de rampa, como se segue:

- a) 0-2% de declividade: 400 m;
- b) 2-5% de declividade: 114 m;
- c) 5-10% de declividade: 53 m;
- d) 10-20% de declividade: 27 m;
- e) >20% de declividade: 20 m.

e- Fator uso-manejo (C)

Foram utilizados valores obtidos em literatura para as diversas culturas encontradas na BHRM. Não foram considerados valores específicos para cada estágio de desenvolvimento das culturas, sendo adotado apenas um valor representativo para cada cobertura vegetal. Os valores encontrados para este fator são apresentados na Tabela 7.

O mapa de uso-manejo foi obtido através da assinatura dos valores de C citados acima no mapa de uso da terra na escala 1:50.000.

Tabela 7. Fator uso-manejo para as culturas encontradas na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.

Uso da terra	Fator C
cana-de-açúcar	0,11 ¹
culturas perenes (café)	0,01 ²
culturas anuais	0,55 ³
pastagem	0,008 ⁴
reflorestamento	0,01 ²
mata natural	0,0001 ²

Fonte:¹ De MARIA et al. (1994)

² Seção de Conservação do Solo-IAC, adaptado por SANTOS (1993)

³ Informação obtida com De MARIA, do Instituto Agrônomo de Campinas (Dez/1995)

⁴ MENK (1993)

f- Fator práticas conservacionistas (P)

O valor de P igual a 0,5 foi adotado para todas as culturas encontradas na bacia, o que significa que foi considerado que em toda a área estudada a prática de plantio em contorno é adotada. Este procedimento foi adotado pela observação das fotografias aéreas e pela constatação de que esta prática conservacionista é adotada em larga escala na região. O mapa do fator P foi, então, considerado uniforme.

4.2.1.2. Obtenção do mapa de risco de erosão

Todos os mapas dos fatores da EUPS foram sobrepostos via SIG através do módulo "Overlay", gerando um mapa com valores de perda de solo em t/ha/ano. Este mapa foi então reclassificado em cinco classes de risco de erosão:

- a)risco **muito alto**;
- b) risco **alto**;

- c) risco **médio**;
- d) risco **baixo**;
- e) risco **muito baixo**

O critério utilizado para a reclassificação foi o da tolerância de perda de solo (T), de acordo com LOMBARDI NETO & BERTONI (1990), cujos valores encontram-se na Tabela 2. Na Tabela 8 são apresentados os intervalos de risco de erosão para cada unidade de mapeamento encontrada na bacia.

Tabela 8. Intervalos dos valores de perda de solo e suas respectivas classes de risco de erosão para a escala generalizada.

Unidade de mapeamento	Classes de risco de erosão	Perda de solo (t/ha por ano)
TE+Li6; TE	Muito baixo	0-5,8
	Baixo	5,8-11,6
	Médio	11,6-13,4
	Alto	13,4-13,6
	Muito alto	>13,6
PV10+Li3+PV9	Muito baixo	0-2,6
	Baixo	2,6-5,2
	Médio	5,2-6,6
	Alto	6,6-7,6
	Muito alto	>7,6
Li3; Li5	Muito baixo	0-0,95
	Baixo	0,95-1,9
	Médio	1,9-4,2
	Alto	4,2-7,3
	Muito alto	>7,3
PV7; PV7+PV8	Muito baixo	0-3,45
	Baixo	3,45-6,9
	Médio	6,9-9,1
	Alto	9,1-13,4
	Muito alto	>13,4
LV2	Muito baixo	0-6,8
	Baixo	6,8-13,6

continua...

...continua

	Médio	13,6-14,2
	Alto	14,2-15,3
	Muito alto	>15,3
LE2+PE	Muito baixo	0-5,75
	Baixo	5,75-11,5
	Médio	11,5-12,3
	Alto	12,3-13,3
	Muito alto	>13,3

Para determinar os limites de cada intervalo, adotou-se os seguintes critérios:

- a) Classe de risco muito alto: valores de perda de solo (A) maiores que o limite máximo das amplitudes observadas de T;
- b) Classe de risco alto: valores de (A) compreendidos entre o valor de risco muito alto e a média ponderada de T;
- c) Classe de risco médio: valores de (A) compreendidos entre a média ponderada de T e o limite mínimo das amplitudes observadas de T;
- d) Classe de risco baixo: valores de (A) compreendidos entre o limite mínimo das amplitudes observadas de T e a metade deste valor;
- e) Classe de risco muito baixo: valores menores que o limite mínimo da classe de risco baixo.

Os valores de T adotados foram adaptados da nomenclatura atualizada das legendas das unidades de mapeamento (LEPSCH & OLIVEIRA, 1987).

4.2.2. Escala detalhada

Como na escala generalizada, a obtenção do mapa de risco de erosão para a BHRM se deu através da sobreposição de vários mapas contendo os parâmetros da EUPS.

4.2.2.1. Obtenção dos fatores da EUPS

Os fatores da EUPS utilizados na escala detalhada foram obtidos da mesma maneira que os obtidos para a escala generalizada, com exceção do fator erodibilidade do solo (K). Este fator foi calculado tomando-se como base de dados as análises físico-químicas dos solos de parte da bacia hidrográfica, retirados de levantamento detalhado já existente (TERAMOTO, 1995). Por este motivo, tanto os mapas dos fatores da EUPS quanto o mapa de risco de erosão final para o método quantitativo na escala detalhada são apenas de parte da bacia, onde existia uma base de dados compatível com a esta escala de trabalho. Ainda quanto ao fator K, na escala detalhada foi possível utilizar o modelo proposto por DENARDIN (1990) sem modificações, posto que as análises físicas incluíam todas as classes granulométricas exigidas na equação. Os valores de erodibilidade dos solos para esta escala encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9. Fator erodibilidade para os solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.

Unidade de Mapeamento	Fator K (t.ha.h/ha.Mj.mm)
LV1	0,0202
PV4	0,0200
Li3	0,0203
PV2	0,0276
Cb1+Li3+PV1	0,0208

4.2.2.2. Obtenção do mapa de risco de erosão

Da mesma forma realizada para a escala generalizada, os mapas dos fatores da EUPS foram sobrepostos via SIG, gerando um mapa de perda de solo em t/ha/ano. Este mapa foi então reclassificado nas mesmas cinco classes de risco de erosão citadas anteriormente.

O critério utilizado para a reclassificação foi o mesmo utilizado para a escala generalizada, baseado na tolerância de perda de solo (T). A Tabela 10 apresenta os intervalos de risco de erosão para cada unidade de mapeamento encontrada na bacia na escala detalhada.

A representação esquemática do cruzamento de mapas para a geração dos mapas de classes de risco de erosão pelo método quantitativo pode ser vista na Figura 4.

Tabela 10. Intervalos dos valores de perda de solo e suas respectivas classes de risco de erosão para a escala detalhada.

Unidade de mapeamento	Classes de risco de erosão	Perda de solo (T/ha por ano)
PV2	Muito baixo	0-2,6
	Baixo	2,6-5,2
	Médio	5,2-6,6
	Alto	6,6-7,6
	Muito alto	>7,6
Li3; Cb1+Li3+PV1	Muito baixo	0-0,95
	Baixo	0,95-1,9
	Médio	1,9-4,2
	Alto	4,2-7,3
	Muito alto	>7,3
PV4	Muito baixo	0-3,45
	Baixo	3,45-6,9
	Médio	6,9-9,1
	Alto	9,1-13,4
	Muito alto	>13,4
LV	Muito baixo	0-6,8
	Baixo	6,8-13,6
	Médio	13,6-14,2
	Alto	14,2-15,3
	Muito alto	>15,3

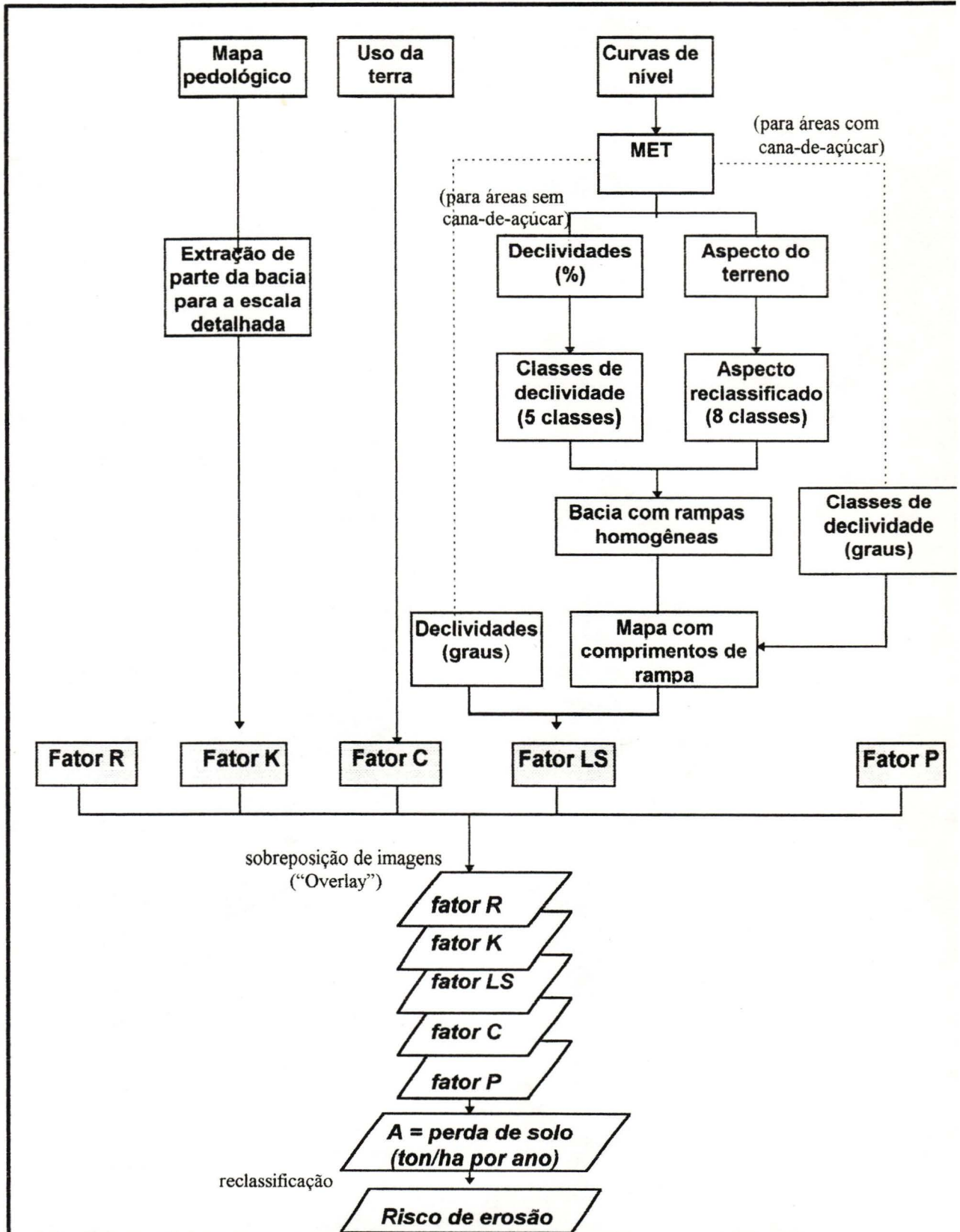


Figura 4. Representação esquemática da obtenção dos mapas de risco de erosão pela metodologia quantitativa via SIG.

4.3. Comparação dos resultados

4.3.1. Comparação entre escalas

A análise das escalas de trabalho foi dividida em duas etapas:

1) Comparação entre os **mapas básicos**, isto é, mapas pedológicos entre si e mapas de classes de declividade entre si.

2) Comparação entre os mapas de **Classes de Risco de Erosão** obtidos pelos métodos **qualitativo e quantitativo**.

Todas as comparações foram obtidas sobrepondo-se os mapas via SIG através do módulo "Crosstab" do Idrisi.

4.3.1.1. Análise dos mapas básicos

Os mapas pedológicos, em especial, foram comparados sob diferentes aspectos:

- a) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala detalhada e na generalizada;
- b) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala detalhada **porém não** na generalizada;
- c) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala generalizada **porém não** na detalhada;
- d) Unidades de mapeamento que tiveram **algum tipo de correspondência** entre os levantamentos nas duas escalas, incluindo nesta situação as unidades que apareceram isoladas no mapa detalhado mas estão incluídas em grandes grupos de solos no mapa generalizado. Esta comparação teve como objetivo a verificação da possibilidade de haver diferenças significativas entre os mapas pedológicos nas duas escalas. Estas diferenças significariam erros propagáveis para mapas de risco de erosão gerados a partir destes mapas básicos.

Os mapas de classes de declividade foram comparados quanto às áreas totais de cada classe de declividade (em hectares e porcentagem de ocorrência) e quanto às coincidências ou sobreposições espaciais entre as classes. Esta comparação também objetivou a avaliação de uma possível diferença significativa entre as duas escalas, que significaria erros propagáveis para os mapas de risco de erosão gerados posteriormente.

Para as comparações quanto às sobreposições espaciais foi utilizada uma matriz de erro ou matriz de confusão. A matriz de erro é uma técnica descritiva utilizada comumente para verificar a exatidão na classificação de imagens de satélite, em comparação com a “verdade terrestre”. De acordo com CONGALTON⁵ (1991) apud FIDALGO (1994), a matriz de erro ou matriz de confusão é uma matriz quadrada de números que expressam a quantidade de unidades amostrais associada a uma dada categoria no processo de classificação efetuado, e a categoria real a que pertencem as unidades amostrais.

No presente trabalho utilizou-se a matriz de confusão para melhor visualização das sobreposições entre os mapas comparados, pois ela permite mostrar o cruzamento entre classes semelhantes (representado pelos números da diagonal principal), bem como os demais cruzamentos para cada classe. A partir da matriz de confusão foram calculadas índices de concordância entre os dois mapas. A “exatidão global” corresponde à razão entre a área (ha) de uma determinada classe de um mapa que coincidiu exatamente com a classe correspondente do outro mapa (diagonal principal), em relação à área total da bacia. As “coincidências parciais” correspondem às áreas de um mapa que coincidiram com as classes imediatamente mais próximas do outro mapa (classe 2 com classe 1, classe 3 com 4, etc.) em relação à área total. As “áreas divergentes” correspondem às áreas que não se encaixam em nenhum dos dois casos anteriores.

4.3.1.2. Análise dos mapas de risco de erosão

Os mapas de Classes de Risco de Erosão também foram comparados quanto às coincidências espaciais e quanto às áreas totais de cada classe. A Figura 5 mostra uma representação esquemática das comparações quanto à escala de trabalho feitas via SIG.

⁵ CONGALTON, R.G. 1991. *A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data*. Remote Sensing of Environment, Vol. 37, p. 35-46.

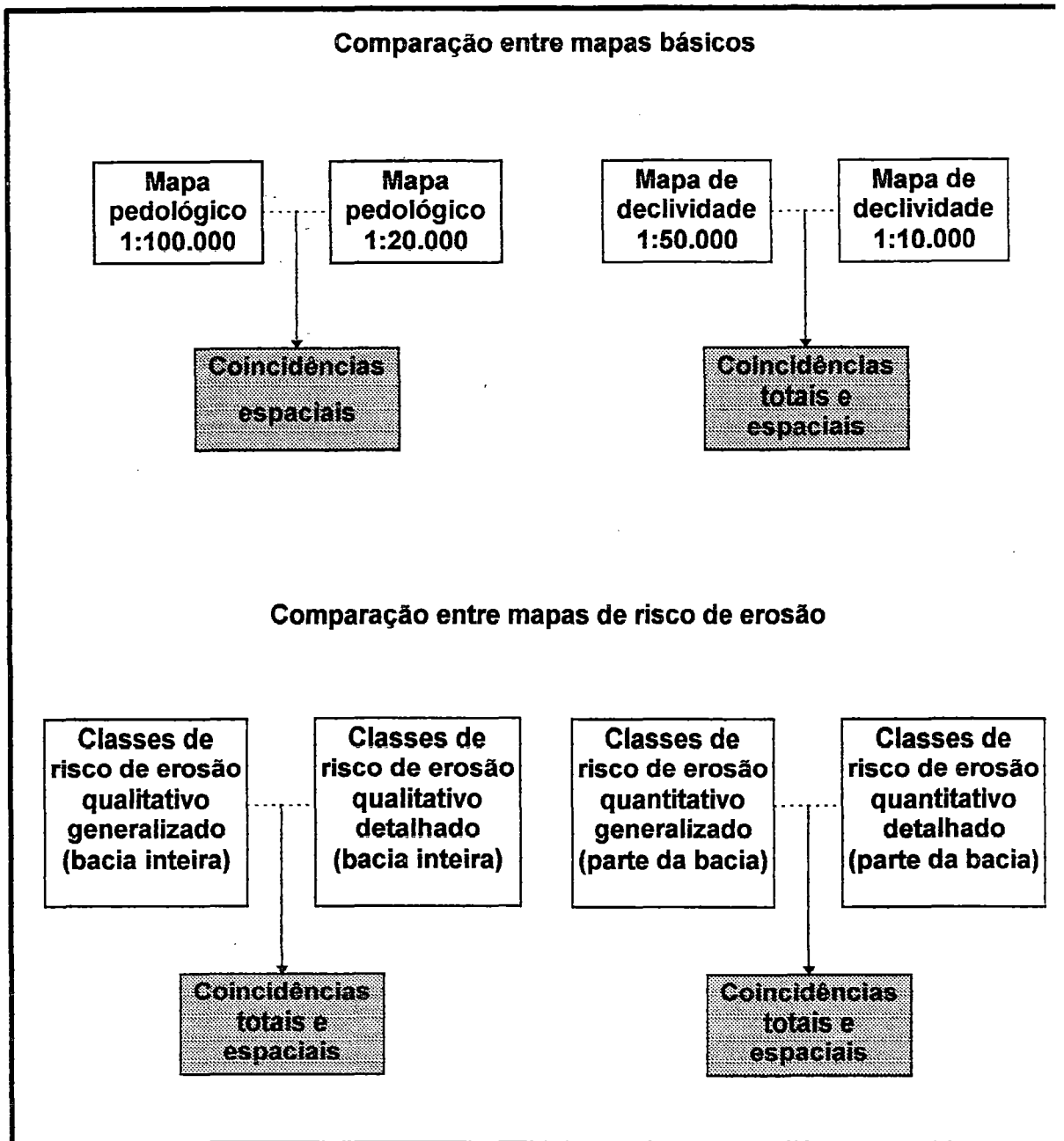


Figura 5. Representação esquemática da comparação entre mapas básicos e mapas de risco de erosão quanto à escala de trabalho, via SIG.

4.3.2. Comparação entre métodos

Os mapas de classes de risco de erosão gerados pelo método qualitativo foram comparados com os gerados pelo método quantitativo em ambas as escalas, com relação às coincidências espaciais e às áreas totais de cada classe. Esta combinação foi feita através do módulo “Crosstab” do Idrisi. A Figura 6 mostra esquematicamente as comparações quanto ao método dos mapas de classes de risco de erosão feitas via SIG.

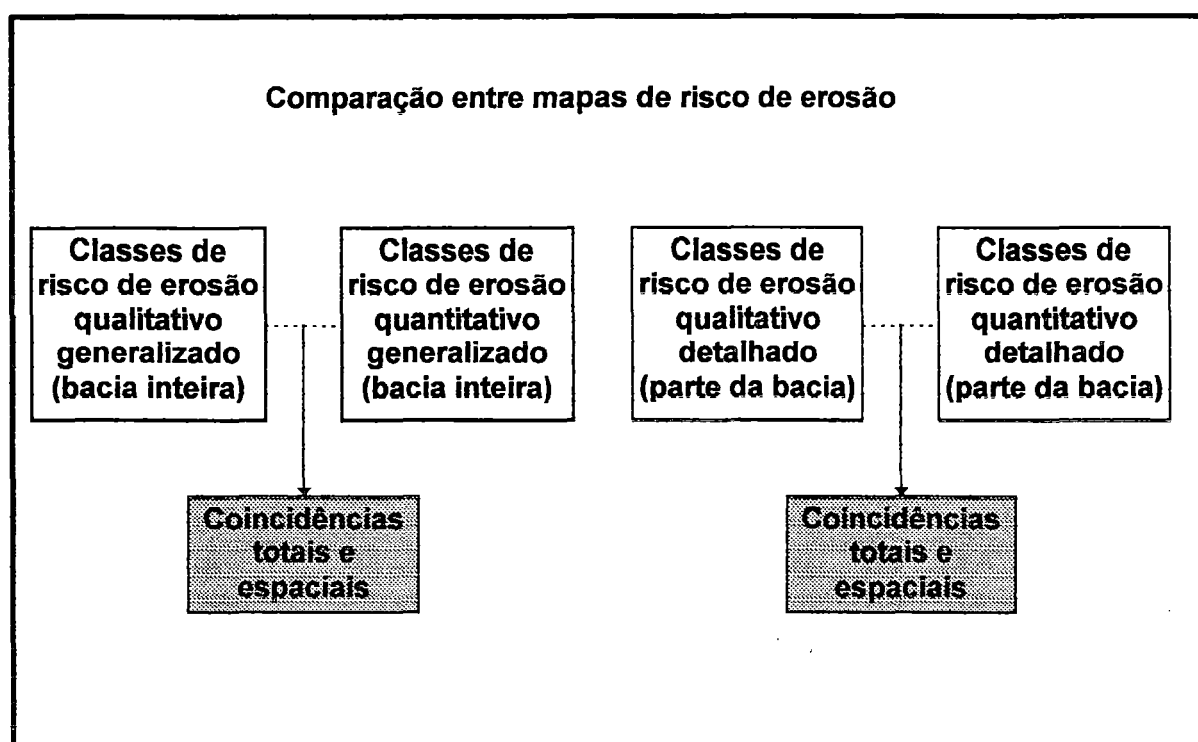


Figura 6. Representação esquemática da comparação entre mapas de risco de erosão quanto ao método.

4.3.3. Levantamento de custos

A estimativa do custo total e do custo por hectare, assim como o tempo dispendido para a obtenção dos mapas finais de risco de erosão foi mais um aspecto analisado no presente trabalho. Esta análise incluiu o custo e tempo gastos na obtenção dos mapas básicos (pedologia, declividade e uso da terra) e nos mapas finais de risco de erosão, tanto em relação às escalas de trabalho quanto aos métodos. Deve-se esclarecer que o levantamento de custos feito no presente trabalho pressupõe gastos da Universidade, não tendo sido computados os gastos com material de campo ou de escritório, bem como serviços de terceiros. No caso de se considerar o trabalho sendo realizado por uma empresa privada estes custos teriam de ser reavaliados.

Foram analisados os custos em duas situações. A primeira, no caso de haver o máximo de informações necessárias para o trabalho disponíveis para compra (publicados). Tais informações podem consistir em mapas, fotografias aéreas, imagens orbitais ou outro material. Este caso foi considerado como o custo mínimo para a obtenção tanto dos mapas básicos como dos mapas de risco de erosão. A segunda situação, no caso de ser necessária a geração de algumas informações básicas, por estas não existirem para compra. Este caso foi considerado como o custo máximo para a obtenção dos mapas básicos e finais. O objetivo de se considerar situações distintas é fornecer subsídio para uma decisão final quanto à abordagem metodológica, à escala de trabalho e à fonte de informações básicas que se vai utilizar em função da disponibilidade de informações e do objetivo do trabalho.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento e comparação de custos, bem como os resultados das comparações entre os mapas básicos e de risco de erosão são apresentados a seguir.

5.1. Levantamento de custos

Nas Tabelas 11 a 14 são apresentados os custos levantados e a estimativa do tempo gasto para obtenção dos mapas básicos e dos mapas de risco de erosão para as escalas generalizada e detalhada e para os métodos qualitativo e quantitativo. Os valores destacados em negrito mostram o custo por hectare e o custo total para a obtenção dos mapas, considerando neste caso toda a área da bacia.

Comparando-se os mapas básicos quanto à escala de trabalho, pode-se observar que o aumento de custo no mapa pedológico quando se passou da escala generalizada para a detalhada foi muito significativo (aproximadamente 600 vezes), considerando-se o custo mínimo para a obtenção destes mapas (Figura 7). O mesmo ocorreu quando se considerou o custo máximo para a obtenção deste resultado, havendo um acréscimo no custo do levantamento em campo de mais de 1000 %. O custo para a obtenção do mapa pedológico na escala detalhada não se alterou pois este mapa não existe disponível para a compra, sendo necessário o levantamento em campo, invariavelmente.

O aumento no custo para a aquisição dos mapas planialtimétricos, por sua vez, foi relativamente pequeno, equivalendo a aproximadamente 200 % quando se considerou o custo mínimo para a obtenção destes mapas (Figura 8). Esta situação considera que tanto os mapas planialtimétricos na escala 1:50.000 como os na escala

1:10.000 existem para a região de estudo. Todavia, em regiões onde não existirem mapas planialtimétricos na escala detalhada (1:10.000), o custo para a obtenção destes é extremamente elevado pois a obtenção destes mapas se dá através da restituição de fotografias aéreas da área, se estas existirem, podendo inviabilizar o uso desta escala.

Para a obtenção dos mapas de uso da terra, considerou-se o uso de imagens orbitais no caso da escala generalizada e de fotografias aéreas no caso da escala detalhada. Observou-se que houve uma diminuição no custo por hectare de 58 % quando se utilizam as fotografias aéreas, considerando a situação de custo mínimo, isto é, no caso de existirem imagens orbitais e fotografias aéreas disponíveis para a região (Figura 9). O custo maior no uso de imagens orbitais se deu devido ao maior dispêndio de tempo e à necessidade de mão-de-obra especializada para a manipulação, correção e interpretação das imagens orbitais dentro do “software” Idrisi - utilizado no presente trabalho -, bem como a verificação da verdade terrestre em campo. A vantagem da utilização das imagens orbitais está no fato de serem sempre atuais e abrangerem grandes áreas. Porém, em casos em que haja um grande número de pequenas propriedades com usos da terra muito diversificados, o uso das imagens orbitais é prejudicado. Outra desvantagem do uso de imagens orbitais em relação às fotografias aéreas é que estas últimas são mais facilmente interpretáveis e podem abranger somente a área de interesse, podendo ser mais econômica a sua utilização em áreas da dimensão da BHRM. Já no caso de não existirem as fotografias aéreas para a área, sua aquisição torna-se inviável devido ao alto custo (R\$ 26,76 por hectare), dependendo da finalidade.

Comparando-se os mapas de risco de erosão quanto à escala de trabalho, pode-se observar que, no caso dos mapas elaborados pelo método qualitativo, o acréscimo no custo por hectare com o detalhamento na escala foi de aproximadamente 400 %, considerando-se o custo mínimo para a obtenção dos mapas básicos (Figura 10), passando de R\$ 0,67 para R\$ 3,47 por hectare (Tabela 14). No caso dos mapas que utilizaram o método quantitativo, o detalhamento na escala de trabalho dos mapas básicos aumentou cerca de 400 % o custo do mapa final de risco de erosão (Figura 11), também considerando o custo mínimo, passando de R\$ 0,89 para R\$ 4,41 por hectare (Tabela 14). Estes acréscimos no custo por hectare dos mapas finais em ambos os

métodos deveu-se principalmente ao custo do detalhamento do mapa pedológico, posto que nos demais mapas básicos o aumento da escala não interferiu tão significativamente no custo. Quando se consideram as situações de custo máximo para ambos os métodos, o aumento do custo com o detalhamento da escala é muito grande (aproximadamente 3500 % para o método qualitativo e 2900 % para o quantitativo) devido ao elevado custo para a obtenção das fotografias aéreas (Figuras 10 e 11). Apesar deste grande aumento, é preciso que se avalie a finalidade deste detalhamento para então se afirmar se é inviável ou não.

A comparação entre custos quando se alteram os métodos é também mostrada para os mapas na escala generalizada (Figura 12) e detalhada (Figura 13). Observa-se que para os mapas de risco de erosão na escala generalizada, a passagem do método qualitativo para o quantitativo aumentou em aproximadamente 30% o custo final, considerando-se a situação de custo mínimo (Figura 12). Já na situação de custo máximo o acréscimo no custo com a passagem da abordagem qualitativa para a quantitativa foi de cerca de 20 %. Para os mapas de risco de erosão na escala detalhada, o aumento no custo do método quantitativo em relação ao qualitativo foi de 27 % (Figura 13), quando se considerou o custo mínimo para a obtenção dos mapas básicos. Considerando-se o custo máximo, a diferença entre os dois métodos foi de 3 %. Neste caso, porém, os custos tanto do método qualitativo quanto do quantitativo são extremamente elevados. Para ambas as escalas, o aumento no custo quando se passa ao método quantitativo se dá principalmente devido ao custo das análises físico-químicas dos solos, necessárias para o cálculo da erodibilidade.

Nota-se, portanto, que as maiores diferenças entre custos dos mapas de risco de erosão ocorreram no detalhamento das escalas de trabalho e não na mudança do método qualitativo para o quantitativo. Tal fato se justifica em primeiro lugar pelo aumento do custo dos mapas básicos quando se detalha a escala, e em segundo pelo fato de que, uma vez obtidos os mapas básicos, o tempo dispendido para a manipulação destes e a obtenção dos mapas finais de risco no SIG é praticamente o mesmo para ambos os métodos.

Tabela 11. Levantamento de custos para obtenção dos mapas pedológicos nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$)

MAPA PEDOLÓGICO	ESCALA GENERALIZADA				ESCALA DETALHADA			
	Quantidade	Custo unitário	Custo total (5907 ha)	Custo/ha	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha
Método qualitativo								
Base cartográfica	1 carta	10.00	10.00	0.002				
Levantamento de campo	8 dias	150.00	1200.00	0.20	80 dias	150.00	12000.00	2.03
Auxiliar de campo					60 dias	60.00	3600.00	0.61
Quilometragem	8 dias	25.00	200.00	0.03	80 dias	25.00	2000.00	0.34
Digitalização e geração de imagem	3 dias	60.00	180.00	0.03	5 dias	60.00	300.00	0.05
TOTAL com base cartográfica disponível	3 dias		30.00	0.005				
TOTAL sem base cartográfica disponível	19 dias		1580.00	0.27	225 dias	295.00	17900.00	3.03
Método quantitativo								
Análises físico-químicas	15 amostras	15.00	225.00	0.04	250 amostras	15.00	3750.00	0.63
Obtenção da erodibilidade e mapa de K no SIG	5 dias	150.00	750.00	0.13	10 dias	150.00	1500.00	0.25
TOTAL com base cartográfica disponível	8 dias		1005.00	0.17				
TOTAL sem base cartográfica disponível	24 dias		2555.00	0.43	235 dias	460.00	23150.00	3.91

Fonte: Departamento de Ciência do Solo - ESALQ (USP)

Tabela 12. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de declividade nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$)

MAPA DE DECLIVIDADE	ESCALA GENERALIZADA				ESCALA DETALHADA			
	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha
Método qualitativo								
Base cartográfica	2 cartas	8.50	17.00	0.003	8 cartas	4.50	36.00	0.006
Obtenção do mapa planialtimétrico por restituição							20674.5*	3.50
Digitalização e geração de imagem	5 dias	60.00	300.00	0.05	15 dias	60.00	900.00	0.15
TOTAL com base cartográfica disponível	5 dias		317.00	0.053	15 dias		936.00	0.16
TOTAL sem base cartográfica disponível							21574.00	3.65
Método quantitativo								
Obtenção do fator LS	3 dias	60.00	180.00	0.03	3 dias	60.00	180.00	0.03
TOTAL com base cartográfica disponível	8 dias		497.00	0.08	18 dias		1116.00	0.19
TOTAL sem base cartográfica disponível							21754.00	3.68

Fonte: BASE aerofotogrametria

* R\$ 7000,00 para a mobilização da aeronave + restituição das fotografias aéreas

Tabela 13. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de uso da terra nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$)

MAPA DE USO DO SOLO	ESCALA GENERALIZADA			ESCALA DETALHADA				
	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha
Método qualitativo								
Imagem Landsat TM (92 x 92 Km) - 3 bandas, em CD	1 imagem	512.00	512.00	0.09				
Fotografias aéreas, escala 1:25.000					26 fotos	35.00	910.00	0.15
Obtenção das fotografias aéreas							157500.00	26.66
Interpretação, digitalização e geração de imagem	20 dias	150.00	3000.00	0.50	10 dias	60.00	600.00	0.10
TOTAL com fotografias aéreas disponíveis	20 dias		3512.00	0.60	10 dias		1510.00	0.25
TOTAL sem fotografias aéreas disponíveis							158100.00	26.76
Método quantitativo								
Obtenção do mapa do fator C	2 dias	60.00	120.00	0.02	2 dias	60.00	120.00	0.02
TOTAL com fotografias aéreas disponíveis	22 dias		3632.00	0.62	12 dias		1630.00	0.28
TOTAL sem fotografias aéreas disponíveis							158220.00	26.79

Fonte: Seção de Topografia, Depto. de Engenharia Rural (ESALQ-USP); Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE); BASE aerofotogrametria.

Tabela 14. Levantamento de custos para obtenção dos mapas de risco de erosão nas duas escalas de trabalho e nos dois métodos (em R\$)

MAPAS DE RISCO DE EROSAO	ESCALA GENERALIZADA			ESCALA DETALHADA				
	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha	Quantidade	Custo unitário	Custo total	Custo/ha
Método qualitativo								
Manipulação e geração de mapa no SIG	2 dias	60.00	120.00	0.02	3 dias	60.00	180.00	0.03
Mapas básicos (custo mínimo)	28 dias		3859.00	0.65	250 dias		20346.00	3.44
Mapas básicos (custo máximo)	44 dias		5409.00	0.92			197574.00	33.44
TOTAL (custo mínimo)	29 dias		3979.00	0.67	253 dias		20526.00	3.47
TOTAL (custo máximo)	46 dias		5529.00	0.94			197754.00	33.47
Método quantitativo								
Manipulação e geração de mapa no SIG	2 dias	60.00	120.00	0.02	3 dias	60.00	180.00	0.03
Mapas básicos (custo mínimo)	38 dias		5134.00	0.87	265 dias		25896.00	4.38
Mapas básicos (custo máximo)	54 dias		6684.00	1.13			203104.00	34.38
TOTAL (custo mínimo)	40 dias		5254.00	0.89	268 dias		26306.00	4.41
TOTAL (custo máximo)	56 dias		6804.00	1.15			203124.00	34.41

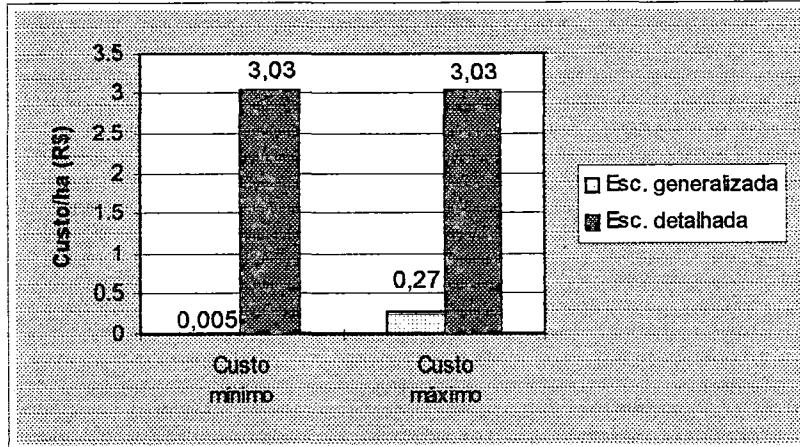


Figura 7. Comparação de custos quanto à escala dos mapas pedológicos.

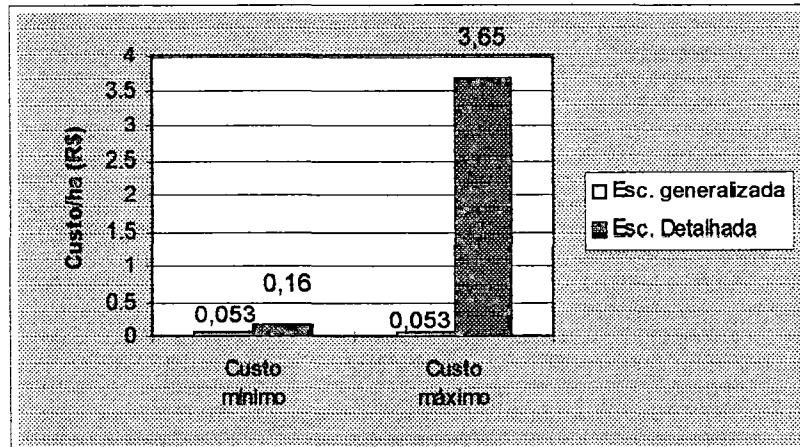


Figura 8. Comparação de custos quanto à escala dos mapas de declividade.

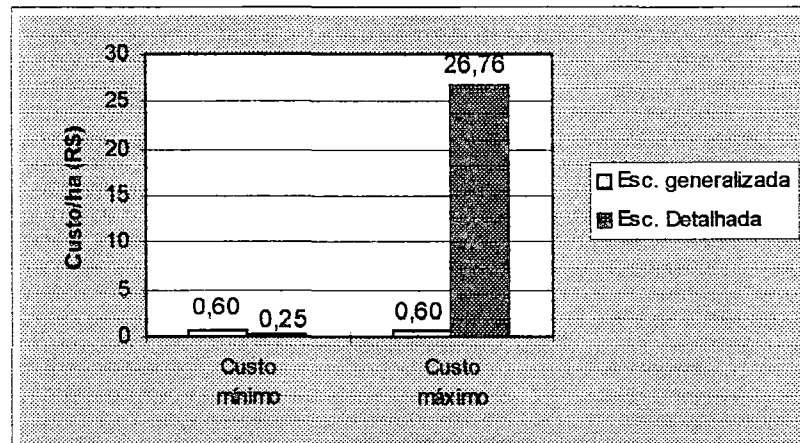


Figura 9. Comparação de custos quanto à escala dos mapas de uso da terra.

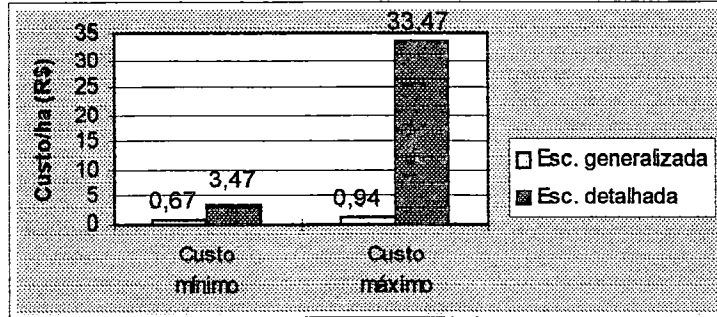


Figura 10. Comparação de custos quanto à escala dos mapas de risco de erosão qualitativos.

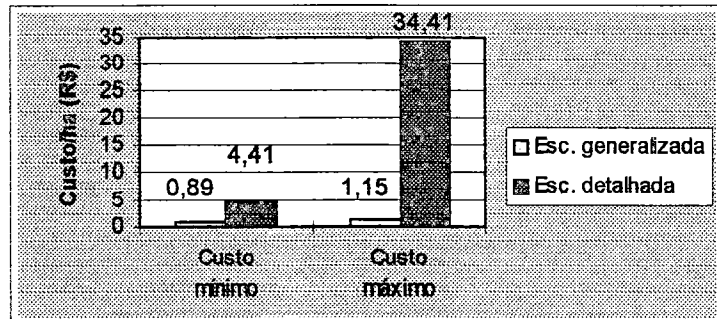


Figura 11. Comparação de custos quanto à escala dos mapas de risco de erosão quantitativos.

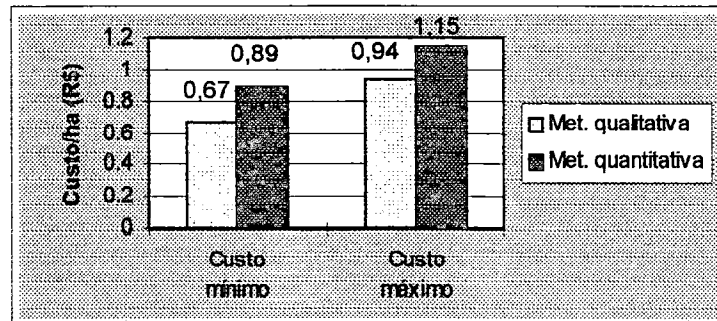


Figura 12. Comparação de custos quanto ao método dos mapas de risco de erosão na escala generalizada.

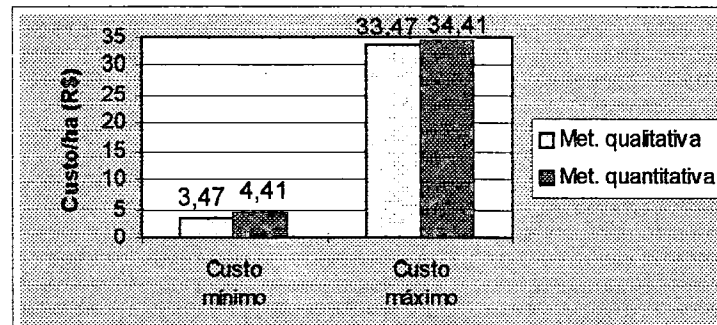


Figura 13. Comparação de custos quanto ao método dos mapas de risco de erosão na escala detalhada.

5.2. Comparação e análise dos mapas básicos quanto à escala de trabalho

5.2.1. Mapas pedológicos

Os resultados quanto às áreas (ha) das unidades de mapeamento e à percentagem em relação à área total da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada (Figura 14), encontram-se na Tabela 15. As áreas de cada unidade de mapeamento da escala detalhada (Figura 15), bem como as percentagens em relação à área total da bacia encontram-se na Tabela 16. As legendas dos mapas pedológicos seguem à apresentação dos respectivos mapas.

Tabela 15. Áreas totais e relativas das unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala generalizada.

Unidade de Mapeamento	Área total (ha)	Área relativa (%)
TE+Li6	57,00	0,96
PV10+Li3+PV9	2007,48	33,98
Li3	2053,92	34,77
PV7	449,92	7,62
LV2	5,92	0,10
LE2+PE	33,76	0,57
Li5	281,12	4,76
PV7+PV8	802,40	13,59
TE	16,00	0,27
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

Tabela 16. Áreas totais e relativas das unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - escala detalhada.

Unidade de Mapeamento	Área total (ha)	Área relativa (%)
TE	75,92	1,29
PV1+Cb1+Li3	240,04	4,06
PV4	586,16	9,92
PV3	136,40	2,31
Li2	120,48	2,04
PV2	499,20	8,45
Li3	2026,12	34,30
Cb1+Li3+PV1	1030,76	17,45
PV5	625,44	10,59
LV	58,84	1,00
Li1	163,60	2,77
Cb2	83,16	1,40
PE	61,40	1,04
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

Em função da grande presença de solos rasos (Litólicos, Cambissolos e alguns Podzólicos), e da transição abrupta entre horizontes ou presença de horizonte superficial de textura arenosa nos Podzólicos, os solos da bacia hidrográfica são altamente suscetíveis ao processo erosivo, em ambas as escalas.

As comparações entre os mapas pedológicos quanto à escala de trabalho foram feitas em relação aos seguintes aspectos: a) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala detalhada e na generalizada; b) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala detalhada **porém não** na generalizada; c) Unidades de mapeamento que ocorreram na escala generalizada **porém não** na detalhada; d) Unidades de mapeamento que tiveram **algum tipo de correspondência** entre os levantamentos nas duas escalas, incluindo nesta situação unidades de mapeamento que apareceram isoladas no mapa detalhado mas estão incluídas em grandes grupos de solos no mapa generalizado.

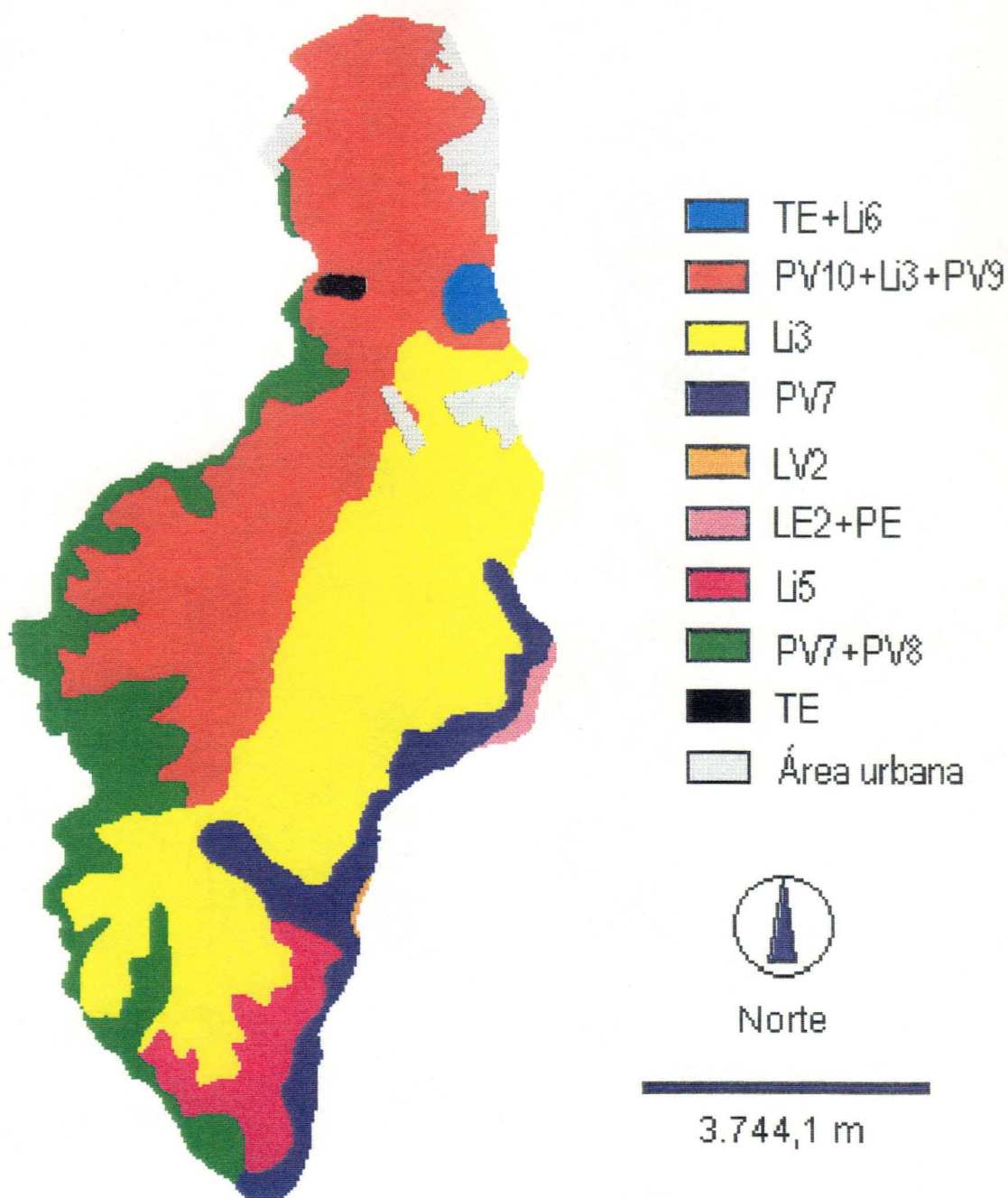


Figura 14. Unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.

Legenda do mapa pedológico do Instituto Agrônomo de Campinas - escala generalizada (1:100.000)

- LV2 - Latossolo Vermelho-Amarelo álico, A moderado, textura média. unidade Laranja Azeda (Typic Haplorthox).
- LE2 - Latossolo Vermelho-escuro álico, A moderado, text. argilosa ou muito argilosa. unidade Limeira (Typic Haplorthox).
- PV7 - Grupamento indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média. Unidade Serrinha (Arenic Abruptic Paleudalt, Arenic Abruptic Paleudult).
- PV8 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média, pouco profundo. Unidade Serrinha fase pouco profunda. (Arenic Abruptic Paleudalf, Arenic Abruptic Paleudult).
- PV9 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos vermelho-amarelos Tb abruptos, A moderado, textura arenosa/argilosa ou média/argilosa. Unidade Santa Cruz (Abruptic Paleudalf, Abruptic Arenic Paleudalf, Abruptic Paleudult e Abruptic Arenic Paleudult).
- PV10 - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos Vermelho-amarelos eutróficos, A moderado, textura média/argilosa, pouco profundos. Unidade Manduca (Abruptic Paleudalf e Typic Paleudalf).
- TE - Terra Roxa Estruturada eutrófica, A moderado, textura argilosa ou muito argilosa. Unidade Estruturada (Rhodic Paleudalf).
- Li3 - Solo Litólico Eutrófico ou Distrófico, A moderado, Proeminente ou chernozêmico, substrato sedimentos indiscriminados do Grupo Passa Dois (Typic Udorthent).
- Li5 - Solo Litólico Eutrófico, A moderado ou chernozêmico, substrato arenitos das Formações Botucatu ou Pirambóia (Typic Udorthent e Lithic Hapludoll).
- Li6 - Solo Litólico Eutrófico, A moderado ou chernozêmico, substrato basalto ou diabásio (Lithic Udorthent e Lithic Hapludoll).
- PE - Grupamento Indiscriminado de Podzólicos Vermelho-escuros, textura argilosa ou argilosa/muito argilosa com ou sem cascalho. Unidade Campestre (Typic Paleudult, Typic Paleudalf e Typic Arguidoll).

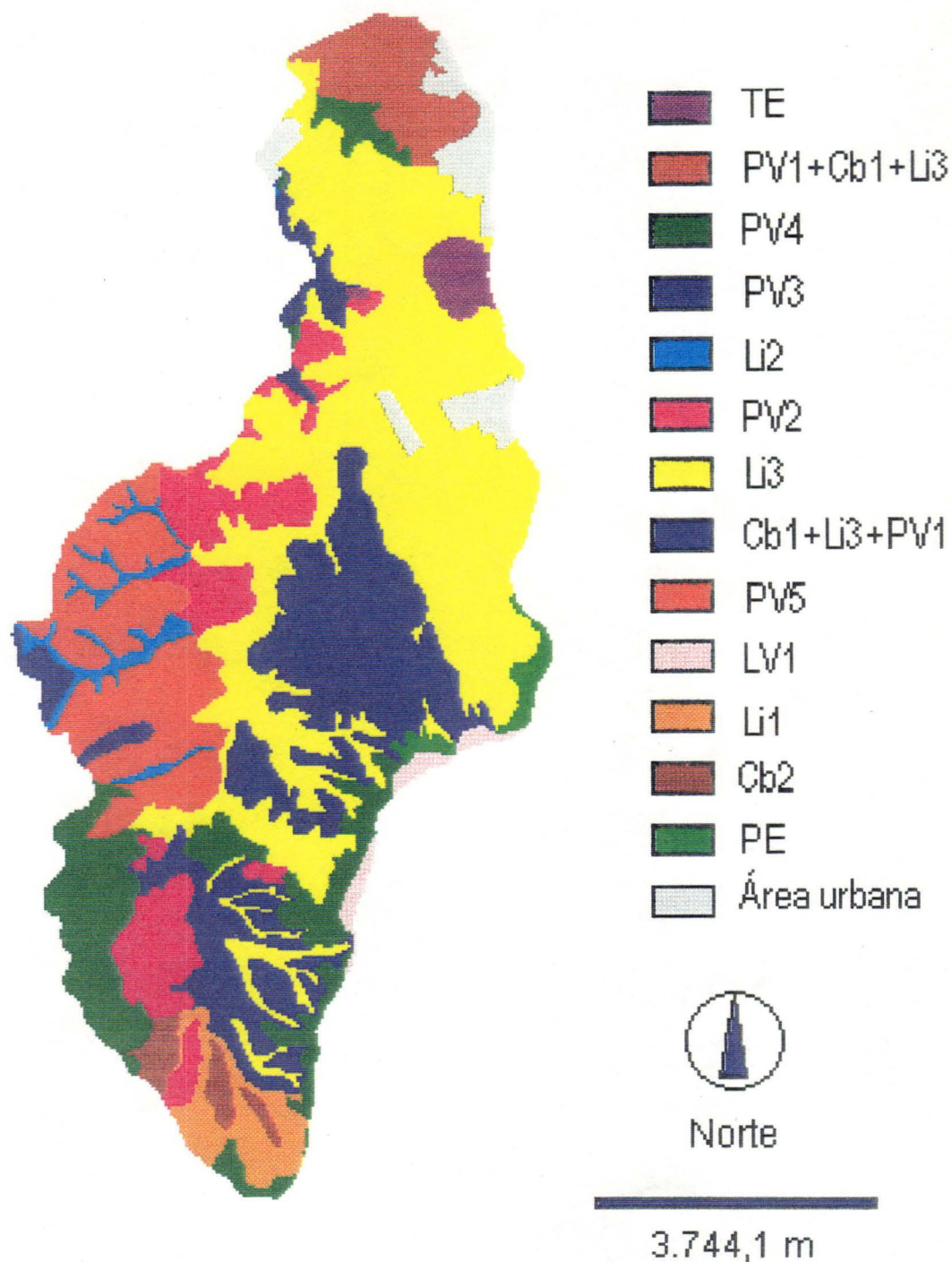


Figura 15. Unidades de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.

Legenda do mapa pedológico feito por levantamento de campo - escala detalhada (1:20.000)

- PV1- Podzólicos Vermelho-Amarelos indiscriminados fase pouco profundos, substratos siltitos e folhelho da formação Corumbataí.
- PV2- Podzólico Vermelho-Amarelo , álico ou distrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura média/argilosa.
- PV3- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura arenosa/argilosa, abruptos.
- PV4- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura arenosa/média.
- PV5- Podzólicos Vermelho-Amarelos textura média/argilosa.
- Li1- Solo Litólico, textura arenosa.
- Li2- Solo Litólico, terxtura média.
- Li3- Solo Litólico álico ou distrófico, Ta ou Tb, A moderado, textura argilosa, substrato siltitos da formação Corumbataí.
- Cb1- Cambissolos indiscriminados, substrato siltitos e folhelhos da formação Corumbataí.
- Cb2- Cambissolos textura média.
- PE- Podzólicos Vermelho escuros, textura argilosa ou argilosa/muito argilosa.
- LV- Latossolo Vermelho-Amarelo, álico ou distrófico, A moderado, textura média.
- TE- Terra Roxa Estruturada eutrófica, textura argilosa ou muito argilosa.

Todas as comparações foram feitas observando-se a porcentagem de coincidência espacial entre as unidades correspondentes. Para tanto, comparou-se o mapa detalhado em relação ao generalizado, isto é, a porcentagem das unidades de mapeamento da escala detalhada que coincidiram com as unidades da escala generalizada.

Na Tabela 17 encontram-se os resultados da comparação entre os mapas pedológicos nas duas escalas. Os valores destacados em negrito mostram as áreas totais e relativas ocupadas pelos solos totalmente ou parcialmente correspondentes entre os dois mapas (unidades de mapeamento interrelacionadas).

Tabela 17. Sobreposição espacial entre mapas pedológicos quanto à escala de trabalho.

Unidade de mapeamento		Sobreposição espacial	
Escala detalhada	Escala generalizada	Área (ha)	Área relativa (%)
TE	TE	2,64	3,5
	TE+Li6	35,40	46,6
	PV10+Li3+PV9	37,88	49,9
Li1	Li5	61,96	37,9
	Li3	27,00	16,5
	PV7	34,48	21,0
	PV7+PV8	40,16	24,5
Li3	Li3	902,52	44,5
	PV10+Li3+PV9	944,64	46,6
	TE	1,08	0,06
	PV7	84,00	4,1
	TE+Li6	21,60	1,0
	LE2+PE	0,52	0,04
	Li5	38,04	2,0
	PV7+PV8	33,72	1,7
LV	LV2	5,92	10,0
	PV7	46,44	79,0
	LE2+PE	6,48	11,0
PV4	PV7	182,16	31,1
	PV7+PV8	166,60	18,0
	Li5	19,12	3,3
	Li3	167,16	28,5
	PV10+Li3+PV9	51,12	8,7

continua...

..continua

PV5	PV10+Li3+PV9	308,00	49,2
	Li3	9,08	1,5
	PV7+PV8	308,36	49,3
PV2	PV10+Li3+PV9	223,92	50,0
	Li3	122,48	24,5
	PV7	11,08	2,2
	Li5	19,36	3,8
	PV7+PV8	121,04	24,2
	TE	1,32	0,3
Cb1+Li3+PV1	PV10+Li3+PV9	73,56	7,1
	Li3	804,84	78,1
	PV7	58,12	5,6
	Li5	0,08	9,2
PV1+Cb1+Li3	PV10+Li3+PV9	240,04	100,00
PV3	PV10+Li3+PV9	37,08	27,0
	PV7+PV8	88,36	64,8
	TE	10,96	8,2
PE	LE2+PE	26,68	43,5
	Li3	1,08	1,8
	PV7	33,64	54,7
Li2	PV10+Li3+PV9	91,24	75,7
	PV7+PV8	29,24	24,3
Cb2	Li3	19,76	23,8
	Li5	48,48	58,3
	PV7+PV8	14,92	18,0
Total correspondência		1155,20	19,50
Alguma correspondência		2860,76	48,50
SOMA (Total ou alguma correspondência)		4015,96	68,00
Total divergência		1891,04	32,00

Os resultados mostraram uma coincidência espacial entre as unidades de mapeamento idênticas entre as duas escalas de 19,5% (Tabela 17). Quando foram consideradas unidades de mapeamento com alguma correspondência entre as duas escalas, a porcentagem de sobreposição entre os dois mapas foi muito significativa (68%). Nesta comparação, as diferenças encontradas entre os dois mapas está basicamente na melhor separação entre as unidades ou na melhor definição entre os limites espaciais de cada unidade. Isto significa que 68% da área da bacia não sofreu alterações significativas quando houve um aumento na escala do mapa pedológico. Por outro lado, 32% da área sofreu mudança significativa na passagem da escala menor para

a maior. Fazem parte desta categoria unidades de mapeamento do mapa detalhado que coincidiram espacialmente com unidades muito divergentes no mapa generalizado ou unidades de mapeamento que foram encontradas somente no mapa detalhado. A origem destes erros está no número limitado de pontos de amostragem no mapa 1:100.000, levando à generalização das unidades de mapeamento e à menor precisão dos limites espaciais destas unidades.

Os solos que ocorreram somente na escala detalhada foram apenas o Cb2 e o Li2. Ambos são solos de textura média que ocupam áreas relativamente pequenas na bacia (120,48 ha ou 2%, e 83,16 ou 1,4% da área total, respectivamente). O Cb2 ocorre na montante da bacia, em uma área de transição entre solos de textura arenosa e os de textura argilosa. O Li2 ocorre em áreas de declividade mais acentuada ou na quebra de relevo, na parte média da bacia. Não foi observada presença de solos que existiam na escala generalizada porém não existiam na detalhada.

Partindo do pressuposto de que o mapa detalhado tende a ser mais preciso, a não correspondência ou a diferença de 32% nos mapas pedológicos com relação às escalas de trabalho poderá ser o fator responsável pelos possíveis erros propagáveis para os mapas de risco de erosão que se utilizarem do mapa pedológico na escala generalizada.

Na comparação dos custos para obtenção dos mapas pedológicos, observou-se que o aumento do custo com o detalhamento destes mapas foi extremamente significativo em todas as situações consideradas (Figura 7). Uma vez que não foi observado um acréscimo significativo na qualidade do mapa pedológico detalhado em relação ao generalizado, apresentando uma concordância de 68% entre as duas escalas. Concluiu-se que não é justificável o detalhamento deste mapa básico quando o objetivo do trabalho for gerar mapas de risco de erosão para áreas da dimensão da bacia em questão. Deve-se ainda salientar que a área possui grande variabilidade de solos, sendo muito heterogênea. No caso de regiões mais homogêneas, onde as unidades de mapeamento ocupam extensas áreas, menos se justificaria o detalhamento do mapa pedológico.

5.2.2. Mapas de declividade

Nas Tabelas 18 e 19 são apresentados os resultados dos mapas básicos de declividade (Figuras 16 e 17) quanto às áreas totais e às áreas relativas de cada classe de declividade para a escala generalizada e detalhada, respectivamente. Os resultados das comparações quanto às coincidências espaciais de cada classe são representados em uma matriz de confusão (Tabela 20). Os valores apresentados na diagonal principal da matriz representam as áreas de uma determinada classe ou categoria de um mapa que coincidiram exatamente com a mesma classe do outro mapa. Na Tabela 21 encontram-se os índices de concordância entre os dois mapas em questão. A *exatidão global* corresponde à razão entre a somatória das classes que coincidiram exatamente com sua correspondente (diagonal principal) e a área total da bacia. As *coincidências parciais* correspondem à razão entre as áreas das classes de um mapa que coincidiram com as classes imediatamente próximas do outro mapa (classe 1 com 2, 3 com 4, 3 com 2, etc.) e a área total da bacia. As *áreas divergentes* correspondem à razão entre as coincidências entre classes distantes (5 com 2, 4 com 1, 3 com 5, etc.) e a área total da bacia.

Por sua vez, na Tabela 22 são apresentadas as coincidências espaciais entre as duas escalas em relação ao total de cada classe. Nesta tabela, portanto, as classes de declividade de uma escala são apresentadas com seu número correspondente (de 1 a 5) ao lado do número da classe correspondente da outra escala. Na comparação das coincidências espaciais entre as classes foi excluída a área urbana para que não interferisse na porcentagem de sobreposição das classes, uma vez que foi considerada idêntica em todos os mapas, independente da escala.

Pode-se observar que não houve diferença significativa entre os mapas de declividade em relação às áreas totais e relativas de cada classe, quanto se alterou a escala de trabalho (Tabelas 18 e 19). A maior diferença foi observada na classe de declividade 1 (0-2%), em que o mapa generalizado apresentou área muito maior em relação ao detalhado (18,94% e 4,52%, respectivamente). Tal fato ocorreu devido à base cartográfica

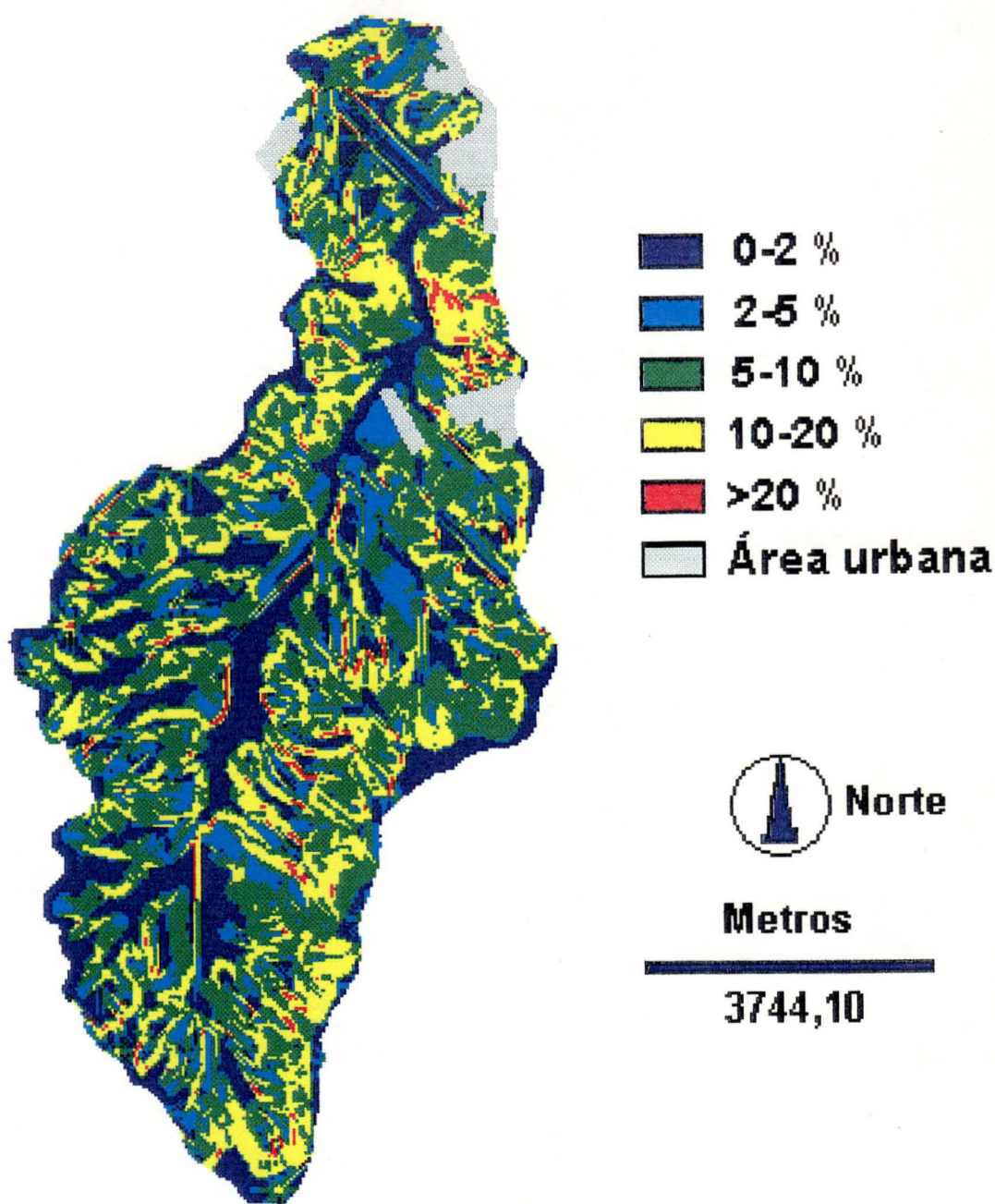


Figura 16. Classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala generalizada.

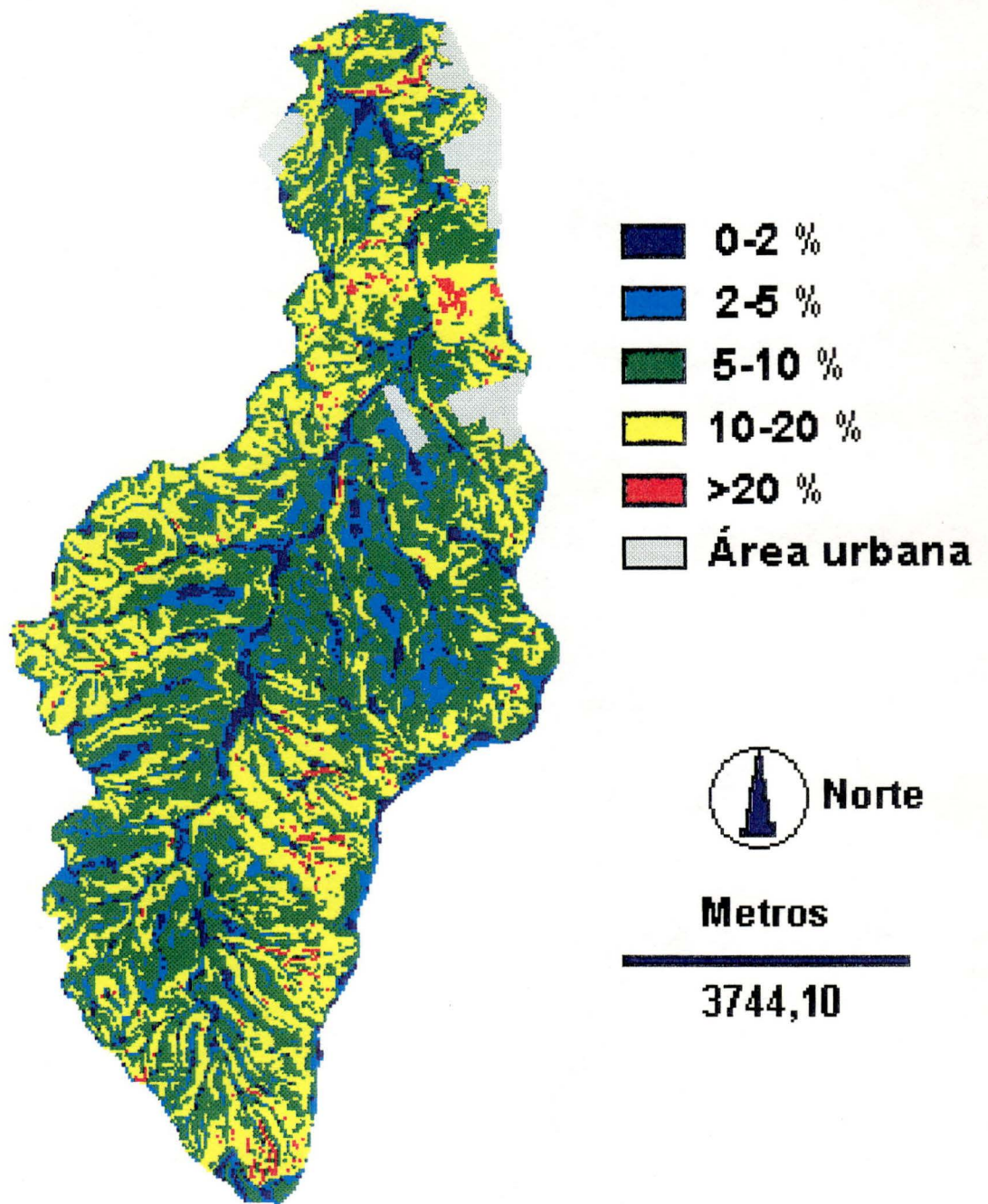


Figura 17. Classes de declividade da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, na escala detalhada.

1:50.000 ser mais pobre em informações como o número de curvas de nível (de 20 em 20 metros) e número de pontos de cotas do terreno quando comparada à escala 1:10.000, com curvas de nível de 5 em 5 metros.

Tabela 18. Áreas totais e relativas das classes de declividade na escala generalizada.

Classe de declividade	Área total (ha)	Área relativa (%)
0-2 %	1118,68	18,94
2-5 %	962,44	16,29
5-10 %	2038,4	34,51
10-20 %	1469,52	24,88
>20 %	118,48	2,00
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5079,00	100,00

Tabela 19. Áreas totais e relativas das classes de declividade na escala detalhada.

Classe de declividade	Área total (ha)	Área relativa (%)
0-2 %	267,04	4,52
2-5 %	891,16	15,08
5-10 %	2459,16	41,63
10-20 %	2007,16	33,98
>20 %	83,00	1,41
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

Esta falha intrínseca à base de dados, em que o mapa planialtimétrico é representado por isolinhas, é agravada pelo método utilizado pelo módulo do “software” Idrisi para a geração do Modelo de Elevação de Terreno (MET). O Idrisi interpola os valores das isolinhas, que, principalmente nas baixadas, são em pouca quantidade. Como consequência, o mapa mais generalizado tende a superestimar as áreas planas. Isto ocorreu principalmente nos fundos de vale, podendo ocorrer também nos topos de morro. O mesmo não ocorreu no mapa detalhado, em que as curvas de nível são

plotadas de 5 em 5 metros. Quanto à demais classes de declividade, não houve uma alteração muito significativa quanto às áreas totais, sendo que no mapa detalhado, as classes 3 e 4 apresentam maior área em relação ao generalizado. Pode-se perceber que o mapa generalizado, e conseqüentemente o mais pobre em informações, tende a acumular suas áreas nas classes extremas, enquanto o mais detalhado diluiu as áreas entre as classes intermediárias (Figura 18).

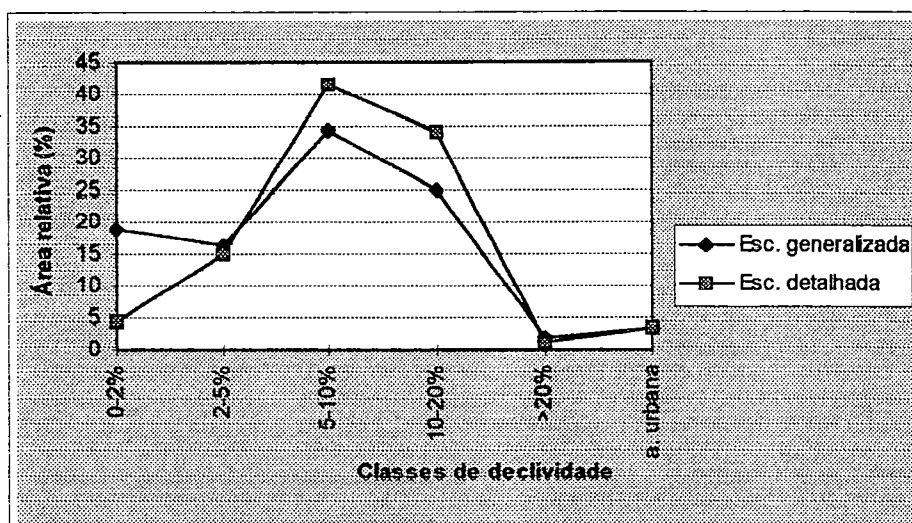


Figura 18. Áreas relativas das classes de declividade nas duas escalas.

Tabela 20. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de classes de declividade nas duas escalas (em hectares).

Escala detalhada	Escala generalizada					Total da linha
	1	2	3	4	5	
1	141.16	61.32	48.08	15.52	0.96	267.04
2	313.00	225.24	261.60	86.40	4.92	891.16
3	441.64	441.24	1009.36	533.84	33.08	2459.16
4	217.32	228.20	699.08	793.32	69.24	2007.16
5	5.56	6.44	20.28	40.44	10.28	83.00
Total da coluna	1118.68	962.44	2038.40	1469.52	118.48	5707.52

Tabela 21. Índices de concordância entre os mapas de declividade.

Índice de concordância	%
Exatidão global	38,18
Coincidências parciais	42,40
Áreas divergentes	19,42
TOTAL	100,00

Tabela 22. Sobreposições espaciais das classes de declividade em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.

Escala detalhada/ Escala generalizada	Área relativa (%)	Escala generalizada/ Escala detalhada	Área relativa (%)
(1/1)	52.86	(1/1)	12.62
(1/2)	22.96	(1/2)	27.98
(1/3)	18.00	(1/3)	39.48
(1/4)	5.81	(1/4)	19.43
(1/5)	0.36	(1/5)	0.50
(2/1)	35.12	(2/1)	6.37
(2/2)	25.27	(2/2)	23.40
(2/3)	29.35	(2/3)	45.85
(2/4)	9.70	(2/4)	23.71
(2/5)	0.55	(2/5)	0.67
(3/1)	17.96	(3/1)	2.36
(3/2)	17.94	(3/2)	12.83
(3/3)	41.04	(3/3)	49.52
(3/4)	21.71	(3/4)	34.30
(3/5)	1.35	(3/5)	0.99
(4/1)	10.83	(4/1)	1.06
(4/2)	11.37	(4/2)	5.88
(4/3)	34.83	(4/3)	36.33
(4/4)	39.52	(4/4)	53.98
(4/5)	3.45	(4/5)	2.75
(5/1)	6.70	(5/1)	0.81
(5/2)	7.76	(5/2)	4.15
(5/3)	24.43	(5/3)	27.92
(5/4)	48.72	(5/4)	58.44
(5/5)	12.39	(5/5)	8.68

Quando foram comparadas as coincidências espaciais entre os mapas, observou-se que as áreas totalmente coincidentes (exatidão global) somaram apenas 38,18% da área total da bacia. Por outro lado, quando se consideraram as áreas de classes imediatamente próximas, as coincidências aumentaram para 80,58% (Tabela 21). A menor porcentagem de coincidência espacial apareceu nas áreas de maior declividade (classe 5). Provavelmente houve um erro nestas declividades no mapa generalizado (1:50.000) devido ao menor número de curvas de nível. As imperfeições no processo de interpolação do Idrisi podem também ter contribuído para algumas distorções. Nas classes intermediárias, as coincidências quanto a localização foram muito variáveis, não sendo observada nenhuma tendência de acréscimo ou decréscimo de uma classe, de uma escala para outra (Tabela 22).

Por sua vez, as áreas divergentes ou os erros que podem ser considerados como propagáveis para os mapas de risco de erosão somaram 19,42% da área da bacia. Este erro é localizado principalmente nos fundos de vale, onde o relevo é mais plano. Uma forma válida para se atenuar este erro seria detalhar o mapa planialtimétrico apenas nestas áreas problema (baixadas e topos).

Quando foram comparados os custos para a obtenção dos mapas de declividade, observou-se um aumento de aproximadamente 200 % no custo por hectare com a passagem da escala 1:50.000 para a escala 1:10.000. Esta diferença foi devida ao número maior de cartas planialtimétricas na escala 1:10.000 necessárias para o total recobrimento da área. No caso de não existirem cartas planialtimétricas na escala 1:10.000 para a região, o aumento de custo observado na passagem da escala generalizada para a detalhada foi de R\$ 0,053 para R\$ 3,65 por hectare. Este custo maior ficou próximo do custo por hectare do levantamento pedológico detalhado, tornando-se praticamente inviável a obtenção dos mapas planialtimétricos por restituição de fotografias aéreas. Desta maneira, se não existirem cartas planialtimétricas detalhadas para a área de estudo, é aconselhável que se trabalhe com cartas menos detalhadas, pois o possível erro propagável para os mapas de risco de erosão finais observado foi relativamente pequeno (19,42%). Por outro lado, este erro pode ser corrigido facilmente com a melhoria da base cartográfica para uma escala maior se as

cartas planialtimétricas na escala 1:10.000 estiverem disponíveis para a região. Neste caso, o custo e o tempo gasto para a melhoria da qualidade destas informações é bem menor em relação ao detalhamento do mapa pedológico.

5.2.3. Mapa de uso da terra

O mapa de uso da terra da bacia foi baseado em uma única escala de origem, de 1:25.000 (Figura 19). Esta escala corresponde à detalhada, sendo que o mapa generalizado foi obtido através da redução desta escala para 1:50.000, cuja base cartográfica era o mapa planialtimétrico do IBGE. Na redução, as poucas mudanças ocorridas foram o desaparecimento de áreas muito pequenas, principalmente manchas de culturas anuais ou mata nativa e a maior generalização dos contornos dos usos da terra. Por este motivo, não houve comparação entre os mapas de uso da terra com relação à escala. De qualquer forma, a redução do mapa foi considerada necessária para a compatibilidade com os outros mapas básicos generalizados. A única comparação entre os mapas de uso da terra feita no presente trabalho, portanto, foi em relação aos custos na obtenção das informações básicas para a geração destes mapas, a fim de que este fosse mais um parâmetro que servisse como subsídio para a escolha da escala de trabalho.

Na Tabela 23 encontram-se os resultados das áreas totais e relativas de cada uso da terra encontrado na bacia.

Pode-se observar o domínio da cultura da cana-de-açúcar na bacia, ocupando 57,22% da área total. Em segundo lugar, vem a ocupação com pastagens (32,33%), sendo que estas ocorrem onde há quebra de relevo e as declividades tornam-se mais acentuadas. As manchas de mata nativa são reduzidas, aparecendo principalmente no baixo Marins, onde também há horticultura e outras culturas anuais, principalmente a cultura do milho. A presença mais acentuada de culturas anuais nesta região se deve à maior proximidade da área urbana do município, onde há demanda para esta produção.

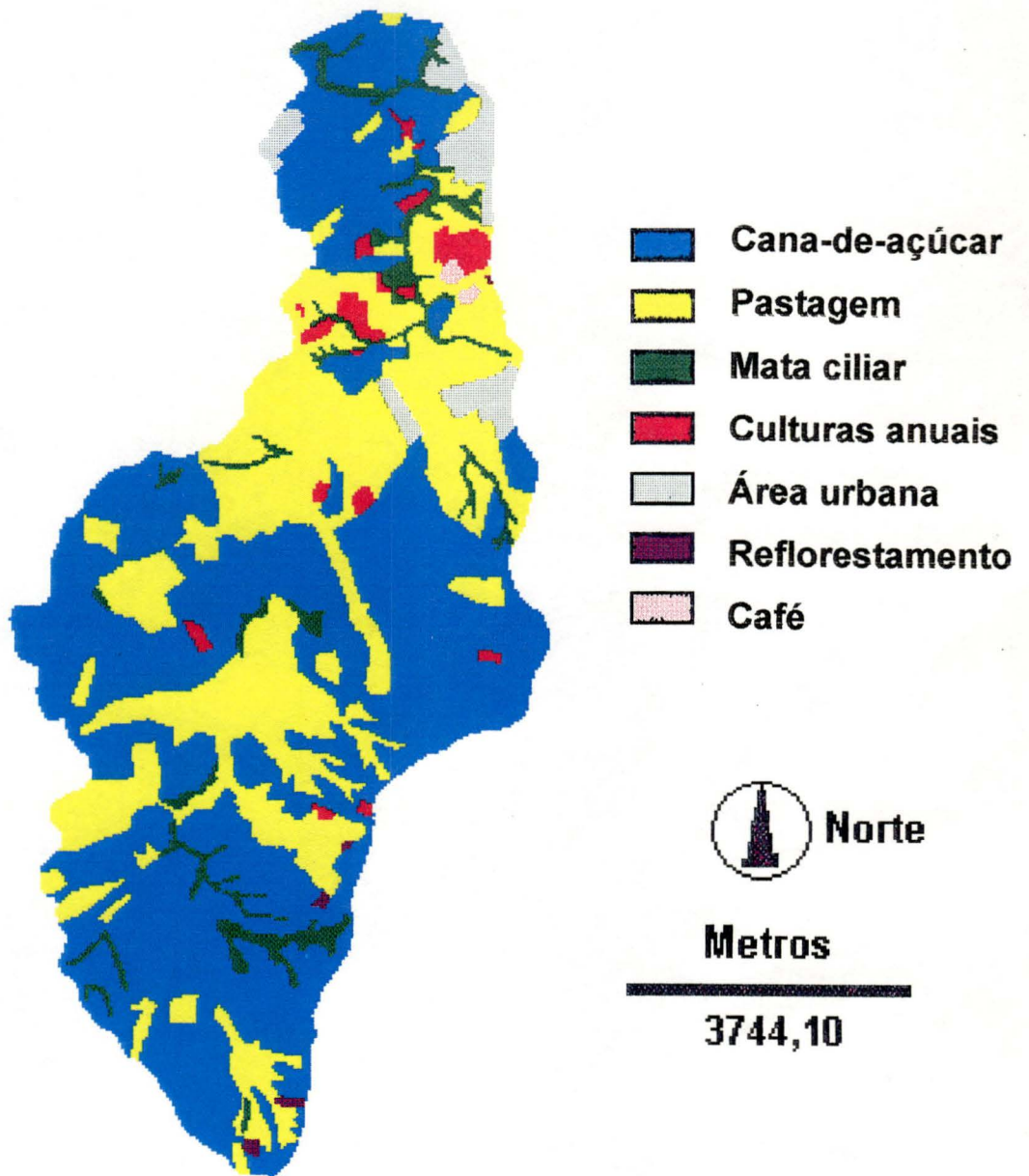


Figura 19. Uso da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.

Nestas áreas, as propriedades são em geral familiares e de pequeno porte. Já no alto Marins ocorrem extensas áreas de canaviais com ausência quase total de mata ciliar. Coincidem com estas áreas solos muito rasos ou com horizonte superficial arenoso, contribuindo para a aceleração do processo erosivo. A cabeceira do Ribeirão dos Marins, por consequência, encontra-se em processo de intenso assoreamento.

Tabela 23. Áreas totais e relativas do uso da terra na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins.

Uso da terra	Área total (ha)	Área relativa (%)
Cana-de-açúcar	3380,00	57,22
Pastagem	1909,84	32,33
Culturas anuais	122,68	2,08
Café	12,70	0,21
Reflorestamento	14,56	0,25
Mata nativa	267,76	4,53
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

Comparando-se os custos dos materiais necessários para a obtenção dos mapas de uso da terra nas duas escalas, observou-se que no caso de haver fotografias aéreas disponíveis, há um decréscimo no custo do detalhamento de 38 %. Já no caso de não existirem as fotografias aéreas, o custo para que estas sejam tiradas inviabiliza sua obtenção. O uso de fotografias aéreas se justifica, portanto, pela melhoria significativa na qualidade do mapa gerado, principalmente em áreas como a BHRM, que apresenta muitos recortes e manchas de uso da terra diferenciados. Em áreas com estas características podem ser perdidas muitas informações com o uso de imagem orbital, por esta se apresentar sob forma de pixels, cujo tamanho define a área mínima perceptível da superfície terrestre. Por este motivo, quanto maior for o tamanho do pixel, menor será a precisão no mapa final de uso da terra. O uso de fotografias aéreas só não se justifica quando estas não existirem para a região ou não forem recentes, ou

quando se pretende monitorar o uso da terra através do tempo. Neste caso, a atualização das imagens orbitais justifica seu uso.

5.3. Comparação e análise dos mapas de risco de erosão quanto à escala de trabalho

5.3.1. Comparação entre mapas de risco de erosão qualitativos

Os mapas de risco de erosão gerados pelo método qualitativo (Figuras 20 e 21) foram comparados quanto à escala de trabalho. Nas Tabelas 24 e 25 são apresentadas as áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas qualitativos para a escala generalizada e detalhada, respectivamente. Da mesma forma, na Tabela 26 encontram-se os resultados das sobreposições espaciais entre as classes apresentados na matriz de confusão para os dois mapas em questão. Na Tabela 27 encontram-se os índices de concordância entre os dois mapas de risco de erosão e na Tabela 28 encontram-se os resultados das sobreposições das classes em relação ao total de cada classe, para as duas escalas.

Tabela 24. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método qualitativo, na escala generalizada.

Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	474,68	8,03
Baixo	1110,92	18,80
Médio	1695,8	28,71
Alto	1725,24	29,21
Muito alto	700,88	11,87
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

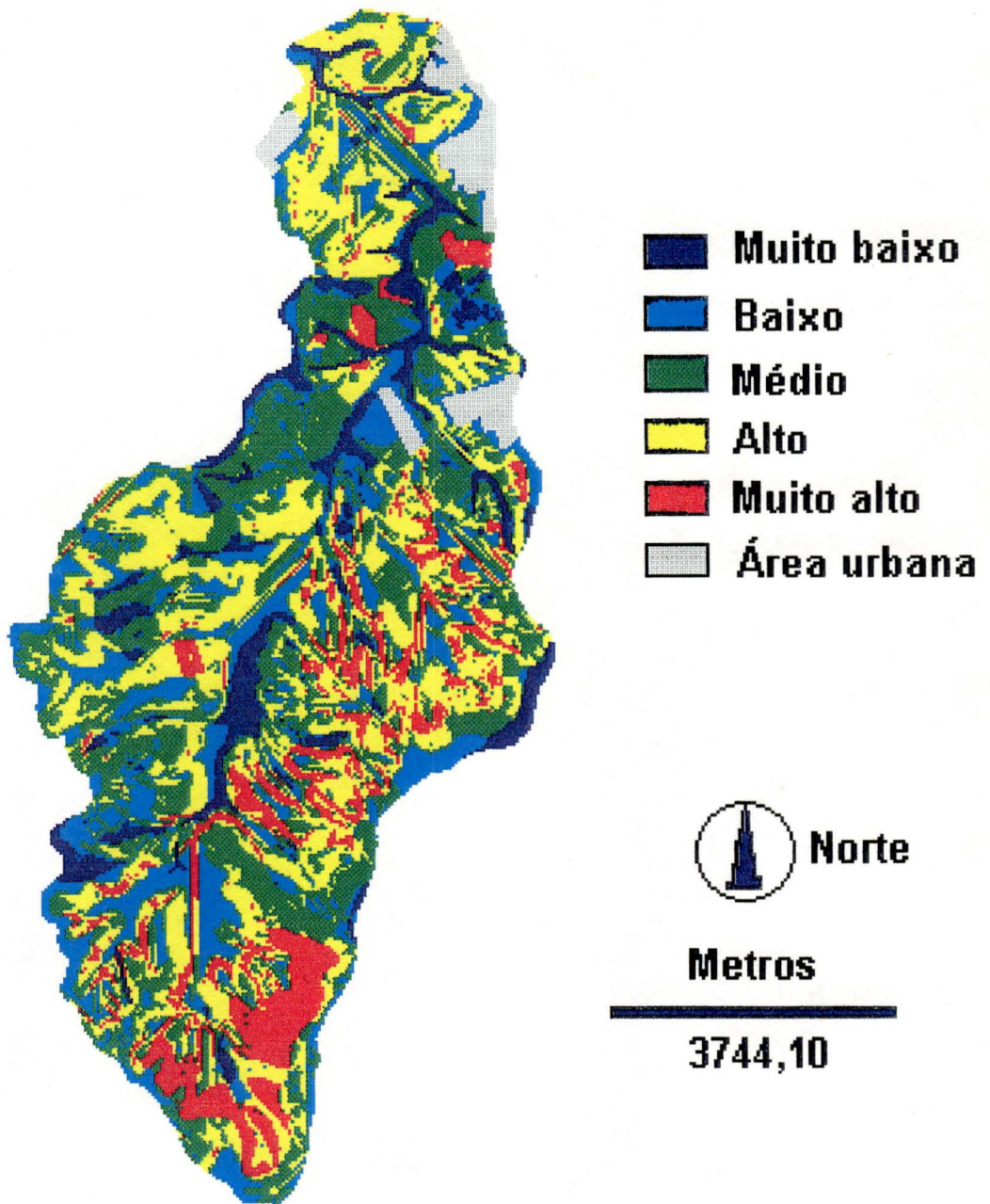


Figura 20. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e escala generalizada.

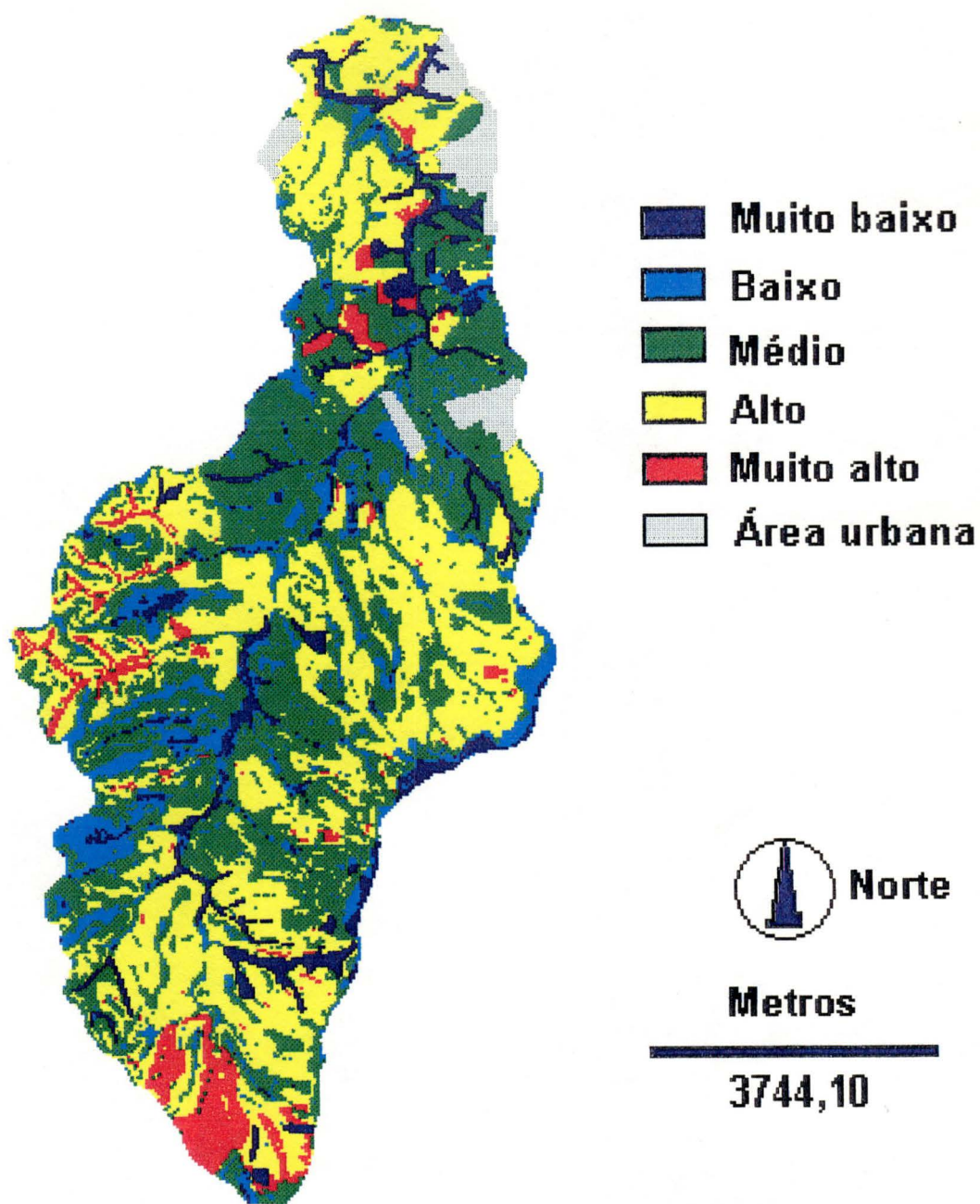
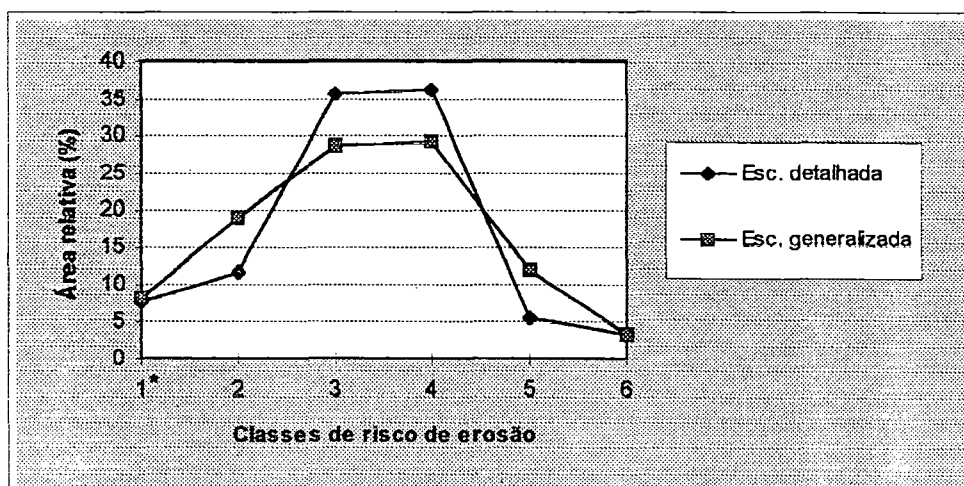


Figura 21. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e escala detalhada.

Tabela 25. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método qualitativo, na escala detalhada.

Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	448,32	7,59
Baixo	692,76	11,73
Médio	2110,08	35,72
Alto	2141,16	36,25
Muito alto	315,20	5,33
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00



*1-risco muito baixo; 2-risco baixo; 3-risco médio; 4-risco alto; 5-risco muito alto; 6-área urbana.

Figura 22. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas qualitativos, para as duas escalas.

Tabela 26. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão qualitativos nas duas escalas (em hectares).

Escala generalizada	Escala detalhada					Total da linha
	1	2	3	4	5	
1	161.24	134.64	136.88	30.76	11.16	474.68
2	103.20	209.56	456.08	298.52	43.56	1110.92
3	95.40	221.92	806.80	489.60	82.08	1695.80
4	54.12	108.60	556.04	917.32	89.16	1725.24
5	34.36	18.04	154.28	404.96	89.24	700.88
Total da coluna	448.32	692.76	2110.08	2141.16	315.20	5707.52

Tabela 27. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão qualitativos - comparação entre escalas.

Índice de concordância	%
Exatidão global	38,27
Coincidências parciais	43,02
Áreas divergentes	18,71
TOTAL	100,00

Em relação às áreas totais de cada classe não houve diferença significativa entre o mapa detalhado e o generalizado para o método qualitativo. O mapa generalizado, como no mapa de classes de declividade, apresentou as maiores diferenças em relação ao detalhado nas classes de risco baixo e risco muito alto (Tabelas 24 e 25). No mapa generalizado as classes intermediárias ficaram mais diluídas. Já no mapa detalhado, as classes 3 e 4 apareceram em maior área em relação ao generalizado. Pode-se perceber, porém, que as curvas de distribuição das áreas relativas para as duas escalas foram muito semelhantes (Figura 22).

Tabela 28. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas qualitativos em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.

Escala detalhada/ Escala generalizada	Área relativa (%)	Escala generalizada/ Escala detalhada	Área relativa (%)
(1/1)	35.97	(1/1)	33.97
(1/2)	23.02	(1/2)	28.36
(1/3)	21.28	(1/3)	28.84
(1/4)	12.07	(1/4)	6.48
(1/5)	7.66	(1/5)	2.35
(2/1)	19.44	(2/1)	9.29
(2/2)	30.25	(2/2)	18.86
(2/3)	32.03	(2/3)	41.05
(2/4)	15.68	(2/4)	26.87
(2/5)	2.60	(2/5)	3.92
(3/1)	6.49	(3/1)	5.63
(3/2)	21.61	(3/2)	13.09
(3/3)	38.24	(3/3)	47.58
(3/4)	26.35	(3/4)	28.87
(3/5)	7.31	(3/5)	4.84
(4/1)	1.44	(4/1)	3.14
(4/2)	13.94	(4/2)	6.29
(4/3)	22.87	(4/3)	32.23
(4/4)	42.84	(4/4)	53.17
(4/5)	18.91	(4/5)	5.17
(5/1)	3.54	(5/1)	4.90
(5/2)	13.82	(5/2)	2.57
(5/3)	26.04	(5/3)	22.01
(5/4)	28.29	(5/4)	57.78
(5/5)	28.31	(5/5)	12.73

Quando foram analisadas as coincidências espaciais ou a porcentagem de sobreposição entre os mapas qualitativos nas duas escalas, observou-se sobreposição perfeita entre as classes, isto é, a exatidão global igual a 38,27% (Tabela 27). Quando consideraram-se as coincidências com as classes imediatamente próximas, a porcentagem de sobreposição somou 71,29% da área da bacia. Estes resultados apresentaram uma grande correlação com os dos mapas de declividade. Pode-se também observar que o total de áreas divergentes entre os mapas de risco de erosão qualitativos foi muito semelhante às áreas divergentes dos mapas de declividade (18,71% e 19,4%, respectivamente). Estes resultados mostraram que os mapas de declividade tiveram

grande influência nos mapas de risco de erosão qualitativos. Tal fato pode ser explicado pelo método qualitativo adotar matrizes de decisão muito semelhantes para as duas escalas. De acordo com este critério, o risco de erosão aumentava gradativamente conforme a classe de declividade ficava mais acentuada. As possíveis diferenças entre as duas escalas dos mapas finais de risco de erosão seriam advindas do mapa pedológico, que por sua vez, não sofreu grande modificação de uma escala para outra.

Comparando-se os custos na obtenção dos mapas de risco de erosão nas duas escalas, observou-se um aumento significativo no custo por hectare quando se detalham os mapas básicos (Figura 10). Quando consideraram-se os custos mínimos dos mapas básicos para o método qualitativo, o custo aumentou de R\$ 0,67 na escala generalizada para R\$ 3,47 na escala detalhada, um aumento em torno de 400 %. Quando, por sua vez, se consideraram os custos máximos dos mapas básicos, o aumento de custo de uma escala para outra foi de aproximadamente 3500 % , ou de R\$ 0,94 na escala generalizada para R\$ 33,47 na escala detalhada.

5.3.2. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos

As Tabelas 29 e 30 apresentam os resultados das áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas de risco quantitativos (Figuras 23 e 24). A área total do mapa de risco de erosão quantitativo na escala detalhada é menor em relação aos outros mapas pois trata-se de parte da bacia onde foi possível estimar a perda de solo. Para o restante da área da bacia não se dispunha de dados de erodibilidade dos solos (K) para a escala detalhada. Da mesma forma, o valor que aparece como *sem quantificação* refere-se ao solo PE, do qual também não se dispunha do valor de K.

Na Tabela 31 encontram-se os resultados das sobreposições espaciais entre as classes nas duas escalas, apresentados na matriz de confusão. Na matriz foi considerada a comparação somente da parte da bacia hidrográfica onde foi calculada a perda de solo, descontando-se também a área “sem quantificação” e a área urbana. Os índices de concordância entre os dois mapas encontram-se na Tabela 32.

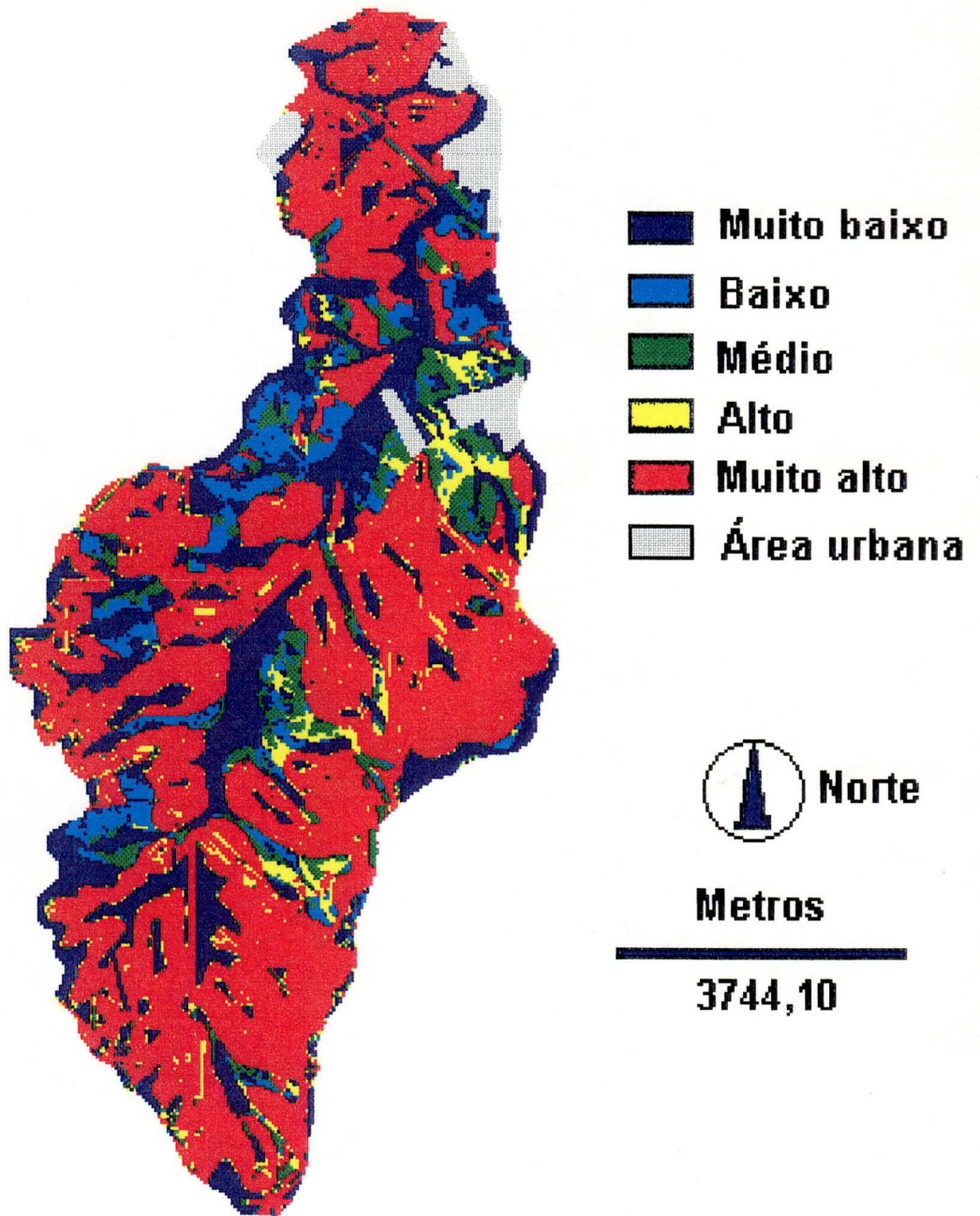


Figura 23. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e escala generalizada.

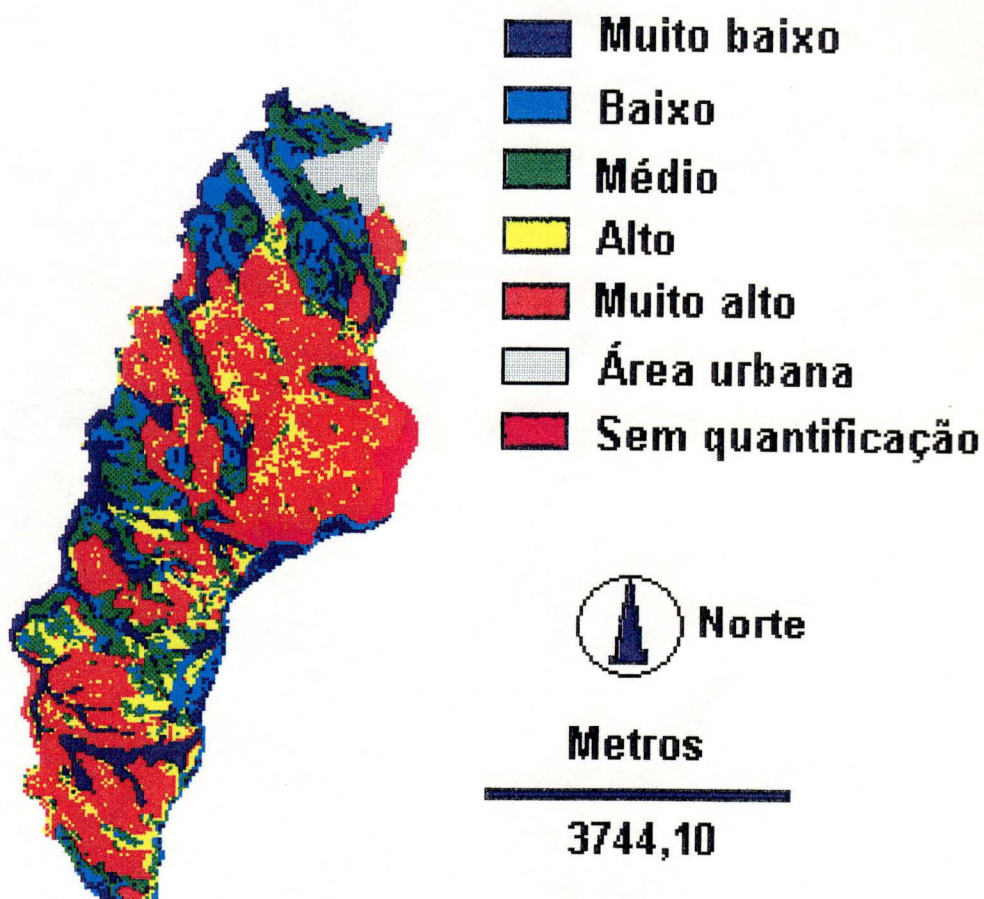


Figura 24. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e escala detalhada.

As áreas das sobreposições das classes em relação ao total de cada classe são encontradas na Tabela 33.

Tabela 29. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método quantitativo, na escala generalizada.

Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	1340,32	22,69
Baixo	452,32	7,66
Médio	365,84	6,19
Alto	334,16	5,66
Muito alto	3214,88	54,42
Área urbana	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00

Tabela 30. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão pelo método quantitativo, na escala detalhada.

Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	419,64	16,61
Baixo	296,04	11,72
Médio	360,36	14,28
Alto	326,04	12,91
Muito alto	988,92	39,14
Sem quantificação	61,40	2,43
Área urbana	73,60	2,91
TOTAL	2526,40	100,00

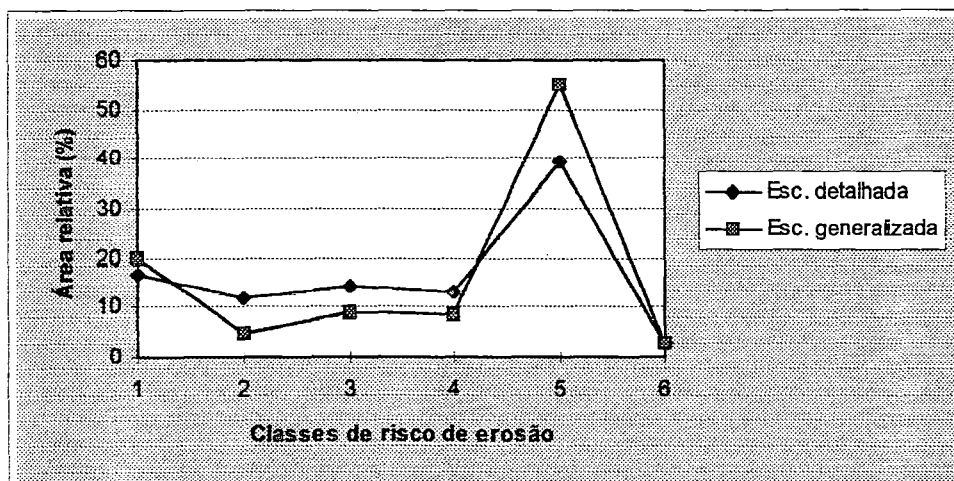


Figura 25. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas quantitativos para as duas escalas.

Tabela 31. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares).

Escala generalizada	Escala detalhada					Total da linha
	1	2	3	4	5	
1	184.08	99.44	67.92	39.36	79.72	470.52
2	34.16	33.04	32.44	8.96	7.28	115.88
3	57.12	50.88	81.84	11.52	20.48	221.84
4	34.96	43.48	65.00	29.24	39.60	212.28
5	109.32	69.20	113.56	236.96	841.84	1370.88
Total da coluna	419.64	296.04	360.76	326.04	988.92	2391.40

Tabela 32. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão quantitativos - comparação entre escalas.

Índice de concordância	%
Exatidão global	48,93
Coincidências parciais	23,83
Áreas divergentes	27,24
TOTAL	100,00

Tabela 33. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas quantitativos em relação ao total de cada classe, para as duas escalas de trabalho.

Escala detalhada/ Escala generalizada	Área relativa (%)	Escala generalizada/ Escala detalhada	Área relativa (%)
(1/1)	43.87	(1/1)	36.76
(1/2)	8.14	(1/2)	19.86
(1/3)	13.61	(1/3)	13.56
(1/4)	8.33	(1/4)	7.86
(1/5)	26.05	(1/5)	15.92
(2/1)	33.59	(1/7)	6.03
(2/2)	11.16	(2/1)	27.97
(2/3)	17.19	(2/2)	27.06
(2/4)	14.69	(2/3)	26.56
(2/5)	23.38	(2/4)	7.34
(3/1)	18.83	(2/5)	5.96
(3/2)	8.99	(2/7)	5.11
(3/3)	22.69	(3/1)	25.66
(3/4)	18.02	(3/2)	22.85
(3/5)	31.48	(3/3)	36.76
(4/1)	12.07	(3/4)	5.17
(4/2)	2.75	(3/5)	9.20
(4/3)	3.53	(3/7)	0.36
(4/4)	8.97	(4/1)	16.28
(4/5)	72.68	(4/2)	20.25
(5/1)	8.06	(4/3)	30.27
(5/2)	0.74	(4/4)	13.62
(5/3)	2.07	(4/5)	18.44
(5/4)	4.00	(4/7)	1.15
(5/5)	85.13	(5/1)	7.85
(7/1)	49.19	(5/2)	4.97
(7/2)	10.16	(5/3)	8.15
(7/3)	1.30	(5/4)	17.02
(7/4)	4.04	(5/5)	60.45
(7/5)	35.31	(5/7)	1.56

Comparando-se as áreas totais de cada classe de risco de erosão nas duas escalas, observou-se que também não houve diferença significativa entre os mapas de risco de erosão quantitativos, sendo que as curvas de distribuição das áreas relativas apresentaram-se muito semelhantes (Figura 25). Em ambas as escalas, a classe de risco

muito alto (classe 5) foi significativamente maior em área em relação às demais classes, ocupando aproximadamente 50% da área total da bacia no caso do mapa na escala generalizada e cerca de 40% no caso da escala detalhada. Consequentemente, concluiu-se que também no método quantitativo, a obtenção do mapa de risco de erosão não sofreu grande alteração pela mudança na escala de trabalho. Porém, deve-se observar que os valores de perda de solo encontrados para as duas escalas apresentaram diferenças.

Nas Tabelas 34 e 35 são apresentados os valores da estimativa de perda de solo para as duas escalas de trabalho. As classes estão divididas de 10 em 10 ton/ha por ano.

X Tabela 34. Distribuição dos valores de perda de solo para a escala generalizada.

Ton/ha por ano	Área (ha)	Área relativa (%)	Ton/ha por ano	Área (ha)	Área relativa (%)
até 10	2640.80	46.27	240 a 250	0.48	0.01
10 a 20	1798.16	31.51	260 a 270	1.12	0.02
20 a 30	1003.04	17.57	280 a 290	1.60	0.03
30 a 40	155.76	2.73	290 a 300	3.16	0.06
40 a 50	27.84	0.49	300 a 310	2.24	0.04
50 a 60	5.40	0.09	310 a 320	2.12	0.04
60 a 70	0.88	0.02	320 a 330	0.44	0.01
70 a 80	2.20	0.04	330 a 340	1.24	0.02
80 a 90	0.08	0.001	350 a 360	1.68	0.03
100 a 110	0.12	0.002	370 a 380	4.60	0.08
110 a 120	0.36	0.01	380 a 390	5.08	0.09
120 a 130	0.52	0.01	400 a 410	0.68	0.01
130 a 140	1.16	0.02	410 a 420	10.32	0.18
140 a 150	0.52	0.01	440 a 450	1.44	0.03
150 a 160	1.76	0.03	550 a 560	1.92	0.03
170 a 180	1.24	0.02	580 a 590	0.08	0.001
180 a 190	2.08	0.04	590 a 600	4.24	0.07
190 a 200	0.48	0.01	620 a 630	1.68	0.03
200 a 210	0.76	0.01	640 a 650	15.00	0.26
210 a 220	0.24	0.004	710 a 720	2.20	0.04
220 a 230	0.68	0.01	TOTAL	5707.52	100.00
230 a 240	2.12	0.04			

Tabela 35. Distribuição dos valores de perda de solo para a escala detalhada.

Ton/ha por ano	Área total (ha)	Área relativa (%)	Ton/ha por ano	Área total (ha)	Área relativa (%)
até 10	1721.16	71.97	130 a 140	1.48	0.06
10 a 20	647.96	27.10	150 a 160	0.72	0.03
20 a 30	7.00	0.29	170 a 180	0.80	0.03
30 a 40	1.72	0.07	200 a 210	0.08	0.003
40 a 50	0.92	0.04	210 a 220	0.96	0.04
60 a 70	3.72	0.16	230 a 240	0.08	0.003
90 a 100	0.64	0.03	240 a 250	0.32	0.01
100 a 110	0.12	0.01	250 a 260	0.04	0.001
110 a 120	2.08	0.09	350 a 360	0.80	0.03
120 a 130	0.80	0.03	TOTAL	2391.40	100.00

Percebe-se que o maior acúmulo de áreas totais está na perda de solo até 20 ton/ha por ano, em ambas as escalas. Na escala generalizada atingiu-se valores de até 718,79 ton/ha por ano (Tabela 34), enquanto na escala detalhada estes valores alcançaram um máximo de 353,831 ton/ha por ano (Tabela 35). Estes valores extremamente altos foram encontrados em áreas pontuais da bacia, onde o fator C era o mais alto possível e onde o fator LS pode ter sido superestimado devido a erro metodológico na sua obtenção ou nos mapas básicos de curvas de nível. Nota-se que os valores mais altos ou superestimados apareceram mais na escala generalizada, onde o mapa planialtimétrico é mais pobre em informações, podendo ter ocasionado os maiores erros no cálculo do fator LS.

Por outro lado, os altos valores encontrados para perda de solo foram mascarados quando se agruparam em classes de risco de erosão. Consequentemente, na comparação entre os mapas de risco quantitativos não é percebida mudança significativa entre as escalas. Deve-se salientar que os valores adotados como os limites entre uma classe e outra foram baseados nos valores de Tolerância de perda de solo (T) encontrados na literatura (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990). Estes valores, além de terem sido adaptados para o presente trabalho, posto que os solos encontrados na bacia não eram exatamente iguais aos da literatura, são calculados levando-se em conta o seguinte

conceito: “a taxa máxima de erosão anual do solo que pode ocorrer e ainda permitir um alto nível de produtividade a ser obtido economicamente e indefinidamente (WISCHMEIER & SMITH, 1978)”. SCHERTZ (1983) afirma que não há valores de T estimados sob o ponto de vista ambiental, isto é, considerando os impactos que a perda de solo provocaria na qualidade da água, por exemplo. Por ser a Tolerância calculada levando-se em conta a manutenção da produtividade dos solos, este não é o parâmetro mais adequado para limitar classes de risco de erosão. Todavia, ainda não são conhecidos valores de perda de solo que possam ser utilizados como parâmetro para este fim. Por este motivo, este valor foi adotado no presente trabalho. Esta é uma das maiores limitações da abordagem quantitativa na obtenção de mapas de risco de erosão. Mesmo sendo feita uma estimativa de perda de solo, não é possível afirmar o quanto é acima ou abaixo do aceitável do ponto de vista ambiental.

Comparando-se as classes de risco de erosão quanto à porcentagem de sobreposição, foi observada uma exatidão global de 48,93%. Esta porcentagem de sobreposição exata entre as classes foi maior em relação à encontrada entre os mapas qualitativos (38,27%). Isto se deve provavelmente à concentração de áreas com perda de solo localizadas no intervalo de risco muito alto, no método quantitativo. No método qualitativo isto não ocorreu, havendo uma distribuição mais homogênea entre as classes, concentrando a classe de risco muito alto apenas em solos muito rasos combinados a declividades bem acentuadas.

Por sua vez, o custo para a obtenção dos mapas de risco de erosão na escala detalhada encontrado foi 5 vezes maior que o da escala generalizada, considerando o custo mínimo, e 30 vezes maior, considerando o custo máximo (Figura 11).

A partir dos resultados das comparações entre os mapas de risco de erosão quanto à escala, foi possível observar que tanto os mapas qualitativos quanto os quantitativos não diferiram significativamente entre si. A comparação entre os mapas básicos (pedológico e de declividade) também mostrou não ter havido diferença significativa entre as escalas, sendo que a compatibilidade entre os mapas pedológicos foi de 68% e entre os de declividade foi de 80% e em situações conhecidas, o que permite uma avaliação das diferenças ocorridas. Todavia, a avaliação dos custos na

obtenção dos mapas básicos e dos mapas finais de risco mostrou que o maior detalhamento dos mapas planialtimétricos (de 1:50.000 para 1:10.000) aumenta em apenas 200 % os custos na obtenção dos mapas de finais, enquanto o detalhamento do mapa pedológico aumenta em cerca de 600 vezes o custo e em aproximadamente 12 vezes o tempo para esta obtenção.

A partir destes resultados, partiu-se dos seguintes pressupostos para uma nova comparação entre mapas finais em relação à escala: a) quanto mais detalhados forem os mapas básicos utilizados, menor a porcentagem de erros propagáveis para os mapas de risco e maior a confiabilidade nos resultados; b) o custo para a melhoria da qualidade dos mapas finais de risco seria bem menor se fossem substituídos somente os mapas planialtimétricos e não o pedológico; c) se apenas com a substituição do mapa planialtimétrico para uma escala mais detalhada, mantendo o mapa pedológico na escala generalizada, fosse possível obter resultados mais próximos dos mapas de risco feitos a partir de todos os mapas básicos detalhados, então os mapas de declividade realmente seriam os que tiveram maior influência no resultado dos mapas de risco e o problema do aumento do custo seria minimizado sem que se perdesse a qualidade dos mapas finais.

A partir daí, foram feitas comparações entre os mapas de risco de erosão detalhados e os mapas de risco que utilizaram o mapa de declividade detalhado e o pedológico generalizado, para ambos os métodos. Os resultados são apresentados a seguir.

5.3.3. Comparação entre mapas de risco de erosão qualitativos (detalhado *versus* “só declividade detalhada”)

Os resultados quanto às áreas totais e relativas dos dois mapas qualitativos comparados encontram-se na Tabela 36. O mapa de risco de erosão qualitativo que utilizou o mapa de declividade detalhado e o pedológico generalizado é apresentado na Figura 26. A comparação espacial entre as áreas de cada classe é apresentada na Tabela 37, onde os resultados são mostrados dentro da matriz de confusão. Pode-se observar a

estreita relação entre os dois mapas de risco. Esta semelhança ocorreu em todas as classes de risco de erosão. As maiores diferenças foram observadas nas classes de risco muito baixo e muito alto, sendo porém muito pequenas (7,59% e 4,18% da área total, respectivamente para as Figuras 21 e 26, na classe 1, e 5,34% e 13% para as Figuras 21 e 26, na classe 5). No restante das classes, as áreas (ha) foram extremamente próximas (Figura 27). Comparando-se a Figura 27 com a Figura 22, pode-se perceber que houve um grande acréscimo na qualidade do mapa de risco final quando se detalhou somente o mapa planialtimétrico. Quanto às coincidências espaciais entre as classes, houve um aumento na exatidão global para 61,06 % da área (Tabela 38), contra apenas 38,27% na comparação entre generalizada e detalhada (Tabela 27). Considerando a sobreposição entre áreas próximas, ou “coincidência parcial”, esta aumentou entre os dois mapas para 91,25%. Foi extremamente significativa, portanto, a melhoria na qualidade dos mapas finais de risco quando se detalha apenas o mapa planialtimétrico, sendo esta mudança menos custosa e menos morosa em relação à mudança da escala do mapa pedológico (Figura 28).

Tabela 36. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas feitos pelo método qualitativo - escala detalhada *versus* “só declividade detalhada”.

ESCALA DETALHADA			SOMENTE MAPA DE DECLIVIDADE NA ESCALA DETALHADA	
Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	448,32	7,59	247,04	4,18
Baixo	692,76	11,73	535,92	9,07
Médio	2110,08	35,72	1925,00	32,59
Alto	2141,16	36,25	2231,80	37,78
Muito alto	315,20	5,33	767,76	13,00
Área urbana	199,48	3,38	199,48	3,38
TOTAL	5907,00	100,00	5907,00	100,00

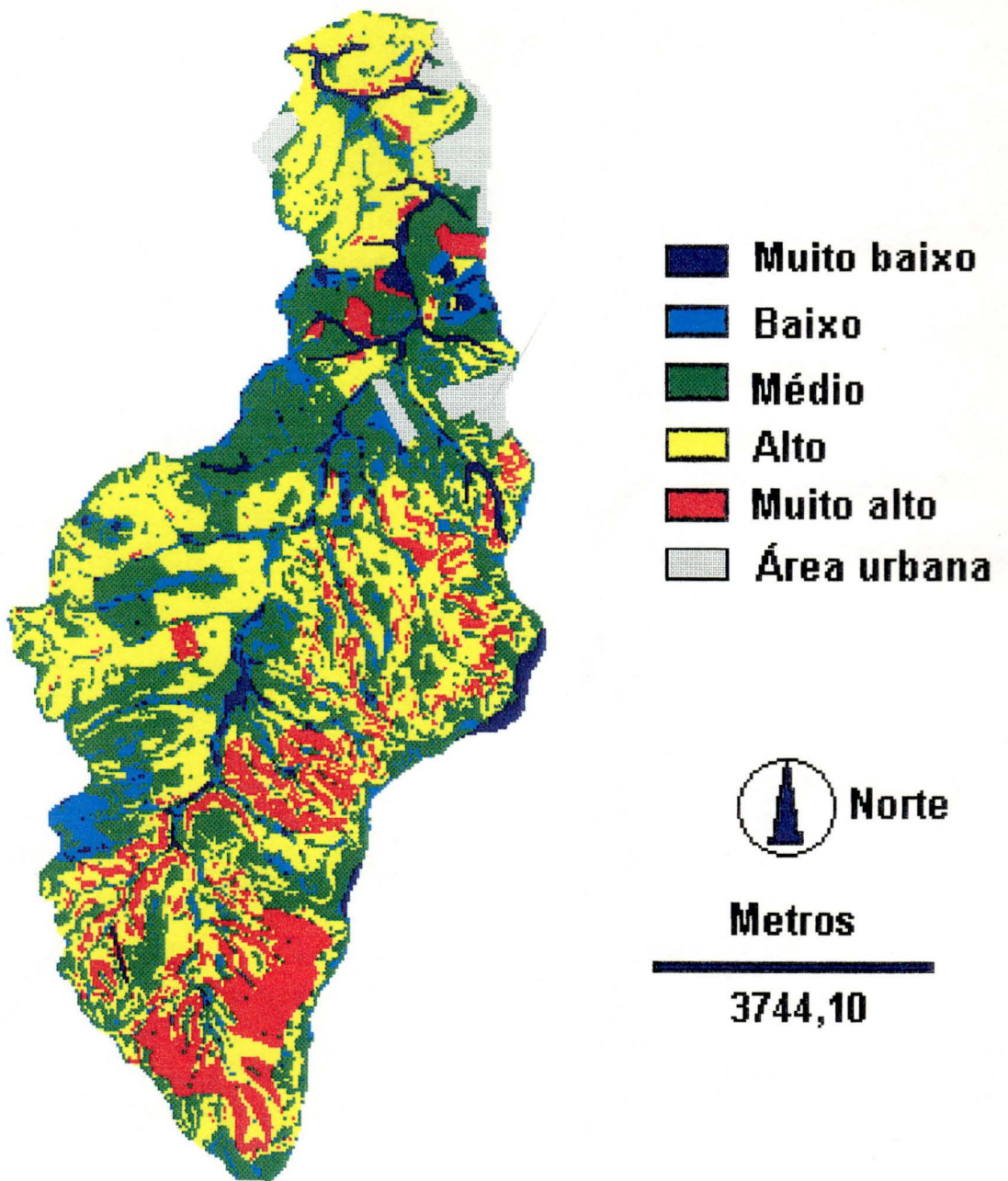


Figura 26. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método qualitativo e "só declividade detalhada".

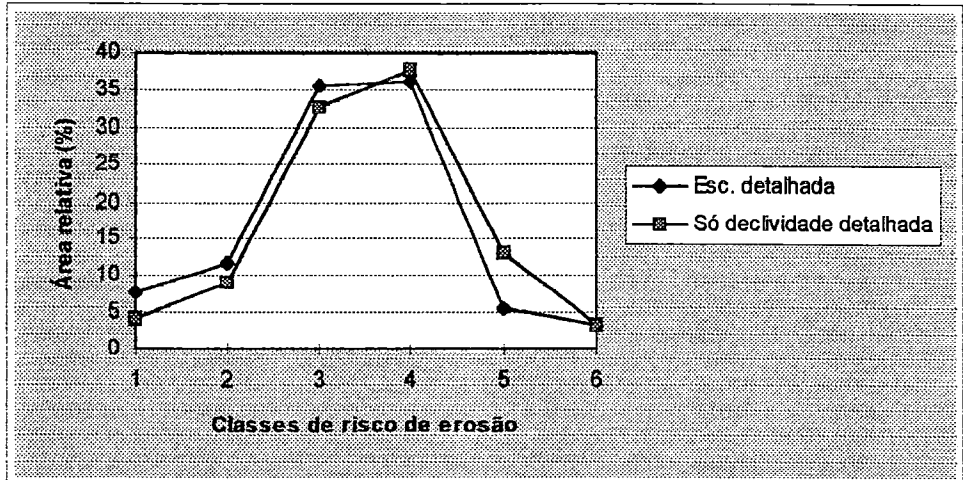
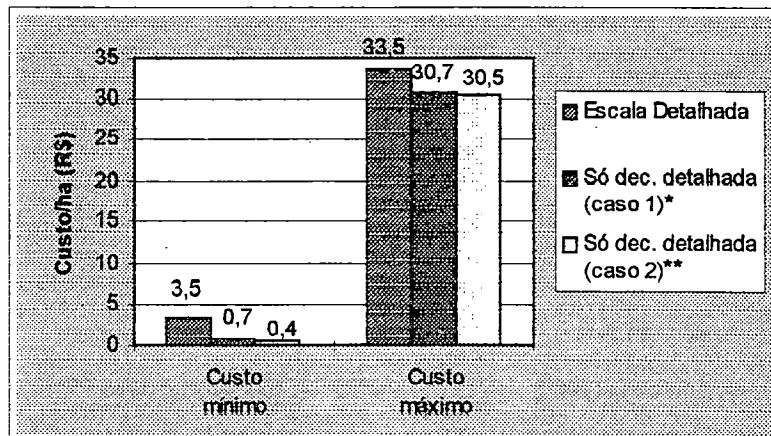


Figura 27. Áreas relativas das classes de risco de erosão dos mapas qualitativos - escala detalhada *versus* “só com declividade detalhada”.



* sem base cartográfica do IAC disponível; ** com base cartográfica do IAC disponível.

Figura 28. Comparação de custos para a obtenção de mapas de risco de erosão pelo método qualitativo (escala detalhada X “só declividade na escala detalhada”)

Tabela 37. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares).

"somente declividade detalhada"	Escala detalhada					Total da linha
	1	2	3	4	5	
1	167.04	41.44	20.96	15.00	2.60	247.04
2	66.68	380.44	74.20	12.20	2.40	535.92
3	99.16	228.76	1349.48	186.36	61.24	1925.00
4	63.24	39.96	537.52	1465.16	125.92	2231.80
5	52.20	2.16	127.92	462.44	123.04	767.76
Total da coluna	448.32	692.76	2110.08	2141.16	315.20	5707.52

Tabela 38. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão qualitativos - comparação entre escala detalhada e "só declividade detalhada".

Índice de concordância	%
Exatidão global	61,06
Coincidências parciais	30,19
Áreas divergentes	8,75
TOTAL	100,00

Comparando-se os resultados das sobreposições em relação ao total da classe (Tabela 39) nota-se que houve uma melhoria em relação à porcentagem de sobreposição entre os mapas de risco de erosão na escala detalhada e na escala generalizada. As áreas das classes exatamente correspondentes entre as Figuras 21 e 26 mostraram-se muito próximas, principalmente para as classes de risco de erosão intermediárias (risco baixo, médio e alto), tanto quando se tomou o mapa detalhado como referência, quanto quando se tomou o mapa de "só declividade detalhada" como referência. No segundo caso, a porcentagem de sobreposição entre as classes exatamente correspondentes foi ainda maior, com exceção da classe de risco muito alto, que coincidiu em sua grande maioria (60,23%) com a classe de risco alto do mapa detalhado. As divergências entre os mapas

em questão (Tabela 38) foram menores em comparação às encontradas entre os mapa detalhado e generalizado (Tabela 27), passando para apenas 8,75% da área da bacia.

Tabela 39. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas qualitativos em relação ao total de cada classe, para a escala detalhada e “só declividade detalhada”.

Escala detalhada/ “só declividade detalhada”	Área relativa (%)	“só declividade detalhada/ Escala detalhada”	Área relativa (%)
(1/1)	37.26	(1/1)	67.62
(1/2)	14.87	(1/2)	16.77
(1/3)	22.12	(1/3)	8.48
(1/4)	14.11	(1/4)	6.07
(1/5)	11.64	(1/5)	1.05
(2/1)	5.98	(2/1)	12.44
(2/2)	54.92	(2/2)	70.99
(2/3)	33.02	(2/3)	13.85
(2/4)	5.77	(2/4)	2.28
(2/5)	0.31	(2/5)	0.45
(3/1)	0.99	(3/1)	5.15
(3/2)	3.52	(3/2)	11.88
(3/3)	63.95	(3/3)	70.10
(3/4)	25.47	(3/4)	9.68
(3/5)	6.06	(3/5)	3.18
(4/1)	0.70	(4/1)	2.83
(4/2)	0.57	(4/2)	1.79
(4/3)	8.70	(4/3)	24.08
(4/4)	68.43	(4/4)	65.65
(4/5)	21.60	(4/5)	5.64
(5/1)	0.82	(5/1)	6.80
(5/2)	0.76	(5/2)	0.28
(5/3)	19.43	(5/3)	16.66
(5/4)	39.95	(5/4)	60.23
(5/5)	39.04	(5/5)	16.03

5.3.4. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos (detalhado *versus* “só declividade detalhada”)

Na Tabela 40 encontram-se os resultados quanto às áreas totais e relativas dos dois mapas quantitativos. A Figura 29 representa o mapa de risco de erosão quantitativo que utilizou o mapa de declividade detalhado e o pedológico generalizado. Os resultados da comparação espacial entre as áreas de cada classe de risco são apresentadas na Tabela 41.

Pode-se observar que os mapas quantitativos comparados (Figuras 24 e 29) mostraram grande semelhança entre si. Em ambos, a classe de risco muito alto apareceu com maior área relativa (Tabela 40). Na comparação entre as Figuras 30 e 25 observou-se um aumento na compatibilidade entre os mapas quanto às áreas totais nas classes de risco médio e alto. A combinação do mapa do fator LS feito na escala detalhada com o mapa de erodibilidade (K) feito na escala generalizada fizeram com que as perdas de solo em determinadas áreas da bacia sofressem um acréscimo, e conseqüentemente, a classe de risco muito alto teve um aumento em área (ha) no mapa de ‘só declividade detalhada’ (Figura 29), em relação ao mapa generalizado (Figura 23). O mesmo não ocorreu no mapa qualitativo que utilizou a declividade na escala detalhada e o mapa pedológico na escala generalizada, pois neste caso não houve influência do fator K, sendo os mapas de risco gerados a partir de matrizes de decisão.

Os dois mapas passaram a ter exatidão global de 56,19 %, contra 48,93% na comparação entre os mapas detalhado e generalizado. As áreas divergentes entre os dois mapas diminuíram de 27,24% para 17,5% (Tabela 42). Quando foram somadas as sobreposições com as classes mais próximas, a porcentagem de coincidência somou 82,5%, contra 72,77% da comparação entre escala generalizada e detalhada. Tais resultados mostraram que, também no método quantitativo, o investimento maior na base de dados planialtimétrica aumentou a qualidade dos mapas finais de risco. A Figura 31 mostra a relação entre os custos para produção dos mapas de risco de erosão para o método quantitativo na escala detalhada e na que utilizou somente a declividade na escala detalhada.



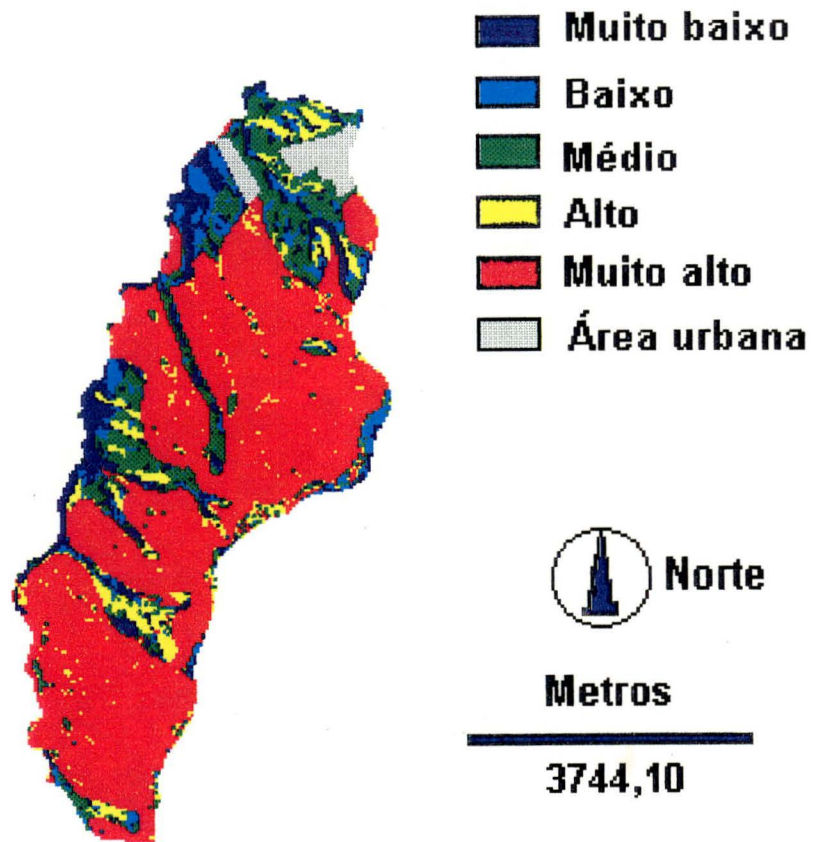


Figura 29. Risco de erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins - método quantitativo e "só declividade detalhada".

Tabela 40. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas feitos pelo método quantitativo - escala detalhada *versus* “só declividade detalhada”.

ESCALA DETALHADA			SOMENTE MAPA DE DECLIVIDADE NA ESCALA DETALHADA	
Risco de erosão	Área total (ha)	Área relativa (%)	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	419,64	16,61	235,28	9,31
Baixo	296,04	11,72	172,56	6,83
Médio	360,76	14,28	270,04	10,69
Alto	326,04	12,91	193,00	7,64
Muito alto	988,92	39,14	1581,92	62,62
Sem quantificação	61,40	2,43	-----	-----
Área urbana	73,60	2,91	73,60	2,91
TOTAL	2526,40	100,00	2526,40	100,00

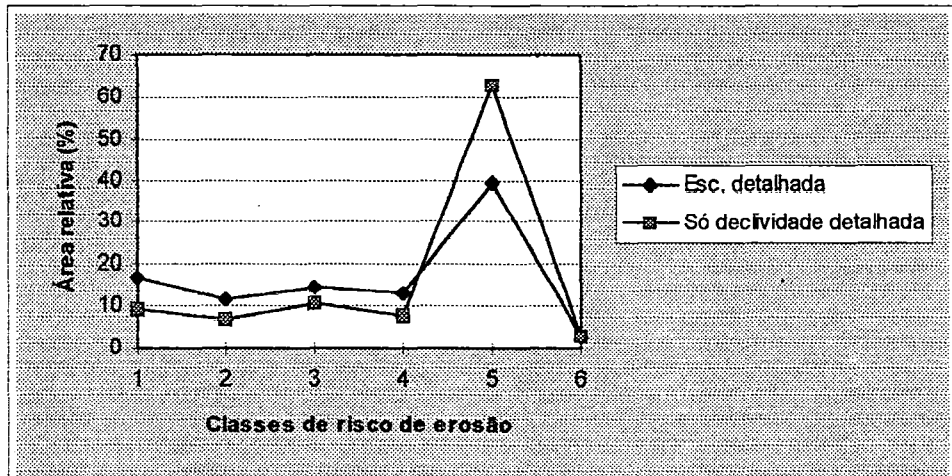
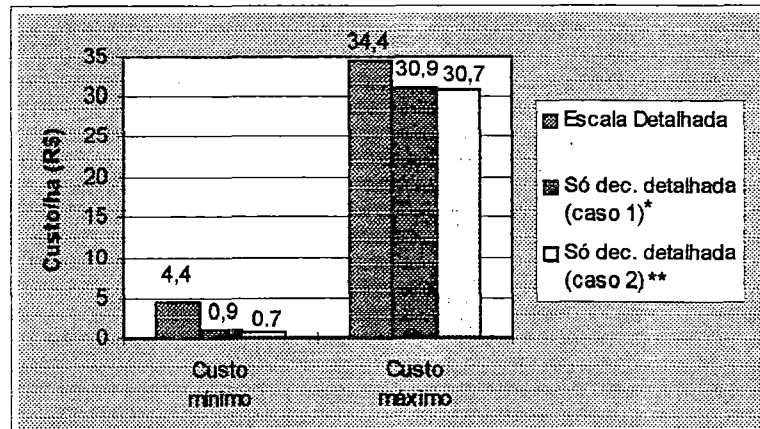


Figura 30. Comparação entre mapas de risco de erosão quantitativos na escala detalhada e só com declividade na escala detalhada.



* sem base cartográfica do IAC disponível; ** com base cartográfica do IAC disponível.

Figura 31. Comparação de custos para a obtenção de mapas de risco de erosão pelo método quantitativo (escala detalhada X “só declividade na escala detalhada”)

Tabela 41. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão quantitativos nas duas escalas (em hectares).

“somente declividade detalhada”	Escala detalhada					Total das linhas
	1	2	3	4	5	
1	190.12	22.80	4.84	5.80	9.00	232.56
2	62.00	65.88	19.48	0.96	7.36	155.68
3	26.08	110.08	112.04	1.44	17.64	267.28
4	20.24	13.24	116.32	30.24	9.40	189.44
5	121.20	84.04	108.08	287.60	945.52	1546.44
Total das colunas	419.64	296.04	360.76	326.04	988.92	2391.40

Tabela 42. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão quantitativos - comparação entre escala detalhada e “só declividade detalhada”

Índice de concordância	%
Exatidão global	56,19
Coincidências parciais	26,31
Áreas divergentes	17,50
TOTAL	100,00

Tabela 43. Sobreposições espaciais entre as classes de risco de erosão dos mapas quantitativos em relação ao total de cada classe, para a escala detalhada e “só declividade detalhada”.

Escala detalhada/ “só declividade detalhada”	Área relativa (%)	“só declividade detalhada”/ Escala detalhada	Área relativa (%)
(1/1)	45.31	(1/1)	80.81
(1/2)	14.77	(1/2)	9.69
(1/3)	6.21	(1/3)	2.06
(1/4)	4.82	(1/4)	2.47
(1/5)	28.88	(1/5)	3.83
(2/1)	7.70	(1/7)	1.16
(2/2)	22.25	(2/1)	35.93
(2/3)	37.18	(2/2)	38.18
(2/4)	4.47	(2/3)	11.29
(2/5)	28.39	(2/4)	0.56
(3/1)	1.34	(2/5)	4.27
(3/2)	5.40	(2/7)	9.78
(3/3)	31.06	(3/1)	9.66
(3/4)	32.24	(3/2)	40.76
(3/5)	29.96	(3/3)	41.49
(4/1)	1.78	(3/4)	0.53
(4/2)	0.29	(3/5)	6.53
(4/3)	0.44	(3/7)	1.02
(4/4)	9.27	(4/1)	10.49
(4/5)	88.21	(4/2)	6.86
(5/1)	0.91	(4/3)	60.27
(5/2)	0.74	(4/4)	15.67
(5/3)	1.78	(4/5)	4.87
(5/4)	0.95	(4/7)	1.84
(5/5)	95.61	(5/1)	7.66
(7/1)	4.43	(5/2)	5.31
(7/2)	27.49	(5/3)	6.83
(7/3)	4.50	(5/4)	18.18
(7/4)	5.80	(5/5)	59.77
(7/5)	57.79	(5/7)	2.24

Concluiu-se que, em todas as situações consideradas, houve um acréscimo significativo no custo final dos mapas de risco de erosão quando se detalha a escala dos mapas básicos. Este acréscimo pode ser maior ou menor dependendo da disponibilidade

ou não das informações básicas. O maior aumento no custo foi observado no detalhamento do mapa pedológico. Pode-se afirmar, portanto, que o maior investimento nos mapas planialtimétricos, mantendo o mapa pedológico em escala menor, é recomendável tanto para a obtenção dos mapas de risco de erosão pelo método qualitativo quanto pelo quantitativo, pois requer menor investimento e traz resultados extremamente positivos quanto à melhoria da qualidade dos mapas finais. De maneira geral, para áreas com a dimensão e as características da BHRM, as melhores combinações entre os mapas básicos, considerando-se a relação “custo X benefício” para a geração dos mapas finais de risco para ambos os métodos foram, da situação mais favorável para a menos favorável:

- **Combinação 1** - situação ideal, no caso de existirem os materiais básicos necessários para a obtenção dos mapas finais:

- a) mapa pedológico na escala generalizada (1:100.000) do IAC;
- b) mapa de declividade obtido através das cartas planialtimétricas na escala detalhada (1:10.000);
- c) mapa de uso da terra obtido através de interpretação de fotografias aéreas na escala detalhada (1:25.000).

- **Combinação 2** - situação em que não se dispõe das cartas planialtimétricas na escala detalhada:

- a) mapa pedológico na escala generalizada (1:100.000) do IAC ou obtido através de levantamento de campo;
- b) mapa de declividade obtido através das cartas planialtimétricas na escala generalizada (1:50.000);
- c) mapa de uso da terra obtido através de interpretação de fotografias aéreas.

- **Combinação 3** - situação em que não se dispõe de fotografias aéreas recentes:

- a) mapa pedológico na escala generalizada (1:100.000) do IAC ou obtido através de levantamento de campo;

b) mapa de declividade obtido através das cartas planialtimétricas na escala detalhada (1:10.000);

c) mapa de uso da terra obtido através de interpretação de imagens orbitais.

• **Combinação 4** - situação menos favorável, onde não se dispõe de material básico na escala detalhada:

a) mapa pedológico na escala generalizada (1:100.000) do IAC ou obtido através de levantamento de campo;

b) mapa de declividade obtido através das cartas planialtimétricas na escala generalizada (1:50.000);

c) mapa de uso da terra obtido através de interpretação de imagens orbitais.

5.4. Comparação e análise dos mapas de risco de erosão quanto ao método

5.4.1. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala generalizada

Na Tabela 44 encontram-se os resultados das áreas totais de cada classe de risco de erosão quando se compararam os mapas da escala generalizada. A Figura 32 mostra a comparação entre os dois mapas e a Tabela 45 apresenta a matriz de confusão contendo os resultados das comparações espaciais entre as classes dos dois mapas.

Comparando-se os mapas de risco de erosão qualitativo (Figura 20) e quantitativo (Figura 23), ambos na escala generalizada, quanto às áreas totais de cada classe, observou-se que os dois mapas apresentaram-se extremamente divergentes. O mapa quantitativo concentrou suas áreas nas classes de risco muito baixo e muito alto, que ocuparam 22,69% e 54,42% da área total da bacia, respectivamente (Tabela 44). Já o mapa qualitativo distribuiu estes valores extremos nas classes intermediárias, sendo que as classes de risco muito baixo e muito alto ficaram com apenas 8,04% e 11,87% da área da bacia, respectivamente.

Tabela 44. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas generalizados nos dois métodos.

RISCO DE EROSÃO	MÉTODO QUALITATIVO		MÉTODO QUANTITATIVO	
	Área total (ha)	Área relativa (%)	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	474,68	8,04	1340,32	22,69
Baixo	1110,92	18,81	452,32	7,66
Médio	1695,80	28,71	365,84	6,19
Alto	1725,24	29,21	334,16	5,66
Muito alto	700,88	11,87	3214,88	54,42
Área urbana	199,48	3,38	199,48	3,38
TOTAL	5707,00	100,00	5907,00	100,00

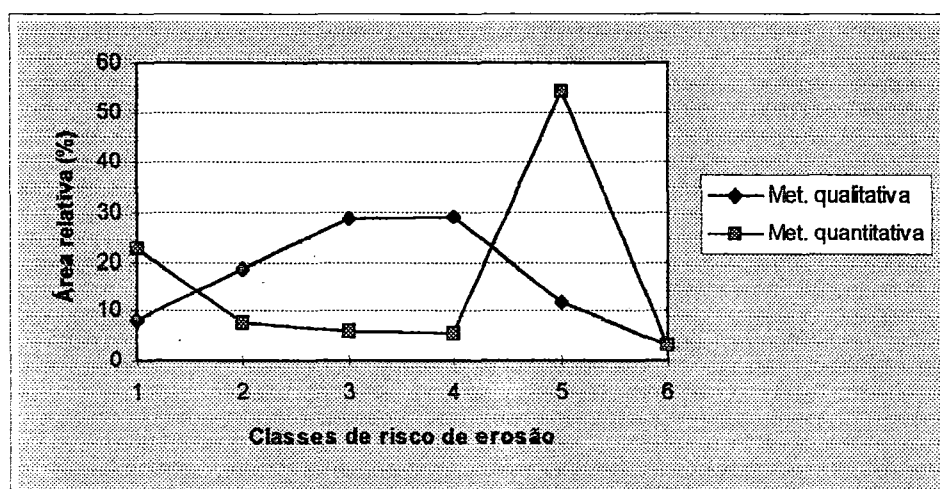


Figura 32. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala generalizada - método qualitativo X método quantitativo.

Tabela 45. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão generalizados nos dois métodos (em hectares).

Método quantitativo	Método qualitativo					Total das linhas
	1	2	3	4	5	
1	452.04	759.64	119.00	9.56	0.08	1340.32
2	19.60	148.72	261.28	22.72	0.00	452.32
3	0.96	54.04	218.92	91.92	0.00	365.84
4	1.16	56.84	183.16	92.76	0.24	334.16
5	0.92	91.68	913.44	1508.28	700.56	3214.88
Total das colunas	474.68	1110.92	1695.80	1725.24	700.88	5707.52

Tabela 46. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão na escala generalizada -comparação entre métodos qualitativo e quantitativo.

Índice de concordância	%
Exatidão global	28,26
Coincidências parciais	50,60
Áreas divergentes	21,14
TOTAL	100,00

Tabela 47. Sobreposições espaciais entre as classes dos mapas de risco de erosão na escala generalizada em relação ao total de cada classe.

Método qualitativo/ Método quantitativo	Área relativa (%)	Método quantitativo/ Método qualitativo	Área relativa (%)
(1/1)	95.23	(1/1)	33.73
(1/2)	4.13	(1/2)	56.68
(1/3)	0.20	(1/3)	8.88
(1/4)	0.24	(1/4)	0.71

continua...

...continua

(1/5)	0.19	(1/5)	0.01
(2/1)	68.38	(2/1)	4.33
(2/2)	13.39	(2/2)	32.88
(2/3)	4.86	(2/3)	57.76
(2/4)	5.12	(2/4)	5.02
(2/5)	8.25	(3/1)	0.26
(3/1)	7.02	(3/2)	14.77
(3/2)	15.41	(3/3)	59.84
(3/3)	12.91	(3/4)	25.13
(3/4)	10.80	(4/1)	0.35
(3/5)	53.86	(4/2)	17.01
(4/1)	0.55	(4/3)	54.81
(4/2)	1.32	(4/4)	27.76
(4/3)	5.33	(4/5)	0.07
(4/4)	5.38	(5/1)	0.03
(4/5)	87.42	(5/2)	2.85
(5/1)	0.01	(5/3)	28.41
(5/4)	0.03	(5/4)	46.92
(5/5)	99.95	(5/5)	21.79

A alta concentração da área de risco muito alto no mapa quantitativo deve-se ao critério utilizado na obtenção dos limites das classes de risco, de acordo com a Tolerância de perda de solo (T). Como foi comentado anteriormente, a Tolerância é um parâmetro desenvolvido para o cálculo da perda máxima tolerável de solo sob o ponto de vista da produtividade do solo e não leva em conta a degradação ambiental causada pelo processo erosivo por depender de uma série de variáveis que são alteráveis de um local para outro. Por este motivo não se pode afirmar que se fossem conhecidos valores de Tolerância que considerassem este outro ponto de vista, o mapa quantitativo aumentaria ou diminuiria suas áreas de risco muito alto, por exemplo. De qualquer forma, em diversos trabalhos encontrados, a T é um parâmetro ainda muito utilizado para limitar as classes de risco de erosão (PELLETIER, 1985; CASTRO, 1992; HAMLET, 1992; MELLEROWICZ et al., 1994; JÄGER, 1994).

Quanto às coincidências espaciais entre os mapas pode-se observar que apenas 28,26% da área total da bacia coincidiram totalmente, correspondendo à exatidão global entre os dois mapas (Tabela 46). Quando foram somadas as coincidências parciais, a sobreposição aumentou para 78,26%. Porém, grande parte das classes extremas do mapa

quantitativo coincidiram com as classes mais próximas do mapa qualitativo, isto é, 56,7% da classe de risco muito baixo do mapa quantitativo coincidiu com a classe de risco baixo do qualitativo e 47% da classe de risco muito alto do quantitativo coincidiu com a classe de risco alto do qualitativo (Tabela 47). As classes extremas dos mapas quantitativos, portanto, foram diluídas para as classes imediatamente próximas do mapa qualitativo. Por sua vez, grande porcentagem das áreas de risco médio e alto do mapa qualitativo (53,8% e 87,4%, respectivamente) coincidiram com a classe de risco muito alto do quantitativo, por ser esta classe muito abrangente. Da mesma forma, 68,4% da classe de risco baixo do mapa qualitativo coincidiu com o risco muito baixo do mapa quantitativo, por ser esta classe mais abrangente.

Quando se compararam os custos na obtenção dos dois mapas em questão, observou-se que a abordagem quantitativa aumentou em aproximadamente 30% o custo em relação à qualitativa, quando se trabalhou na escala generalizada e considerando-se o custo mínimo na aquisição dos mapas básicos (Tabela 14). Neste caso, o custo foi alterado de R\$ 0,67 para R\$ 0,89 por hectare. Considerando o custo máximo para a obtenção dos mapas básicos, a diferença entre os métodos foi de 20% (R\$ 0,94 para R\$ 1,15 por hectare).

5.4.2. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala detalhada

Os resultados quanto às áreas totais de cada classe de risco de erosão dos mapas de risco na escala detalhada para os dois métodos encontram-se na Tabela 48. A distribuição das áreas de cada classe são apresentadas na Figura 33. Já as comparações espaciais entre os mapas detalhados (Figuras 21 e 24) são mostradas na Tabela 49.

Tabela 48. Áreas totais e relativas das classes de risco de erosão dos mapas detalhados nos dois métodos.

RISCO DE EROSÃO	MÉTODO QUALITATIVO		MÉTODO QUANTITATIVO	
	Área total (ha)	Área relativa (%)	Área total (ha)	Área relativa (%)
Muito baixo	448,32	7,59	419,64	16,61
Baixo	692,76	11,73	296,04	11,72
Médio	2110,08	35,72	360,76	14,28
Alto	2141,16	36,25	326,04	12,91
Muito alto	315,20	5,34	988,92	39,14
Sem quantificação	-----	-----	61,40	2,43
Área urbana	199,48	3,38	73,60	2,91
TOTAL	5707,00	100,00	2526,40	100,00

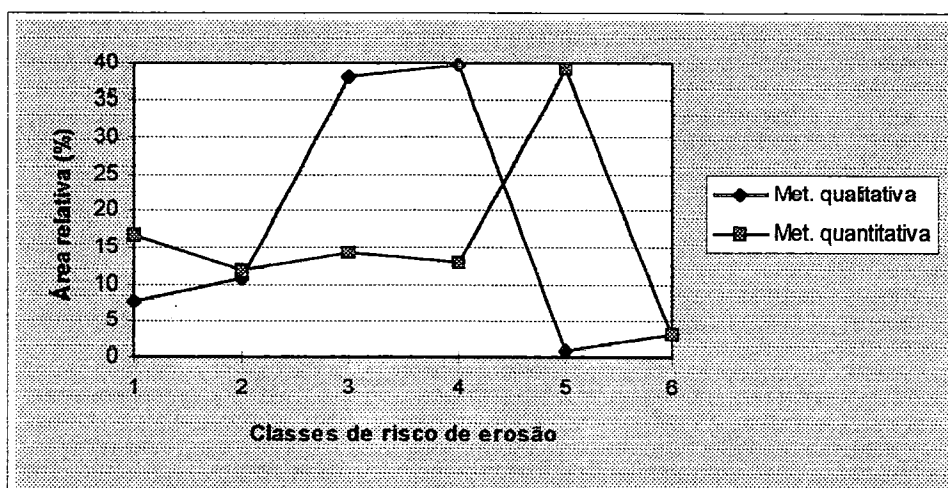


Figura 33. Comparação entre mapas de risco de erosão na escala detalhada - método qualitativo X método quantitativo.

Tabela 49. Matriz de confusão da comparação quanto às coincidências espaciais entre os mapas de risco de erosão generalizados nos dois métodos (em hectares).

Método quantitativo	Método qualitativo					TOTAL
	1	2	3	4	5	
1	175.56	143.16	100.12	0.64	0.16	419.64
2	12.64	41.72	240.04	1.64	0	296.04
3	0.20	16.68	328.60	15.28	0	360.76
4	0	24.84	172.72	128.48	0	326.04
5	0	1.36	106.32	860.56	20.68	988.92
TOTAL	188.40	227.76	947.80	1006.60	20.84	2391.40

Tabela 50. Índices de concordância entre os mapas de risco de erosão na escala detalhada - comparação entre método qualitativo e quantitativo.

Índice de concordância	%
Exatidão global	29,06
Coincidências parciais	61,10
Áreas divergentes	9,84
TOTAL	100,00

Também na escala detalhada, o mapa de risco de erosão qualitativo mostrou-se extremamente divergente do mapa quantitativo. Este último concentrou suas áreas nas classes de risco muito alto (39,14%) e muito baixo (16,61%), contra 0,82% de área de risco muito alto e 7,64% de área de risco muito baixo no mapa qualitativo (Tabela 48), concordando com o que ocorreu nas comparações entre métodos nos mapas da escala generalizada. Da mesma forma, no mapa qualitativo pode-se observar que houve uma maior distribuição entre as classes intermediárias (Figura 33).

Tabela 51. Sobreposições espaciais entre as classes dos mapas de risco de erosão na escala detalhada em relação ao total de cada classe.

Método qualitativo/ Método quantitativo	Área relativa (%)	Método quantitativo/ Método qualitativo	Área relativa (%)
(1/1)	90.98	(1/1)	41.84
(1/2)	6.55	(1/2)	34.11
(1/3)	0.10	(1/3)	23.86
(1/7)	2.36	(1/4)	0.15
(2/1)	52.91	(1/5)	0.04
(2/2)	15.42	(2/1)	4.27
(2/3)	6.16	(2/2)	14.09
(2/4)	9.18	(2/3)	81.08
(2/5)	0.50	(2/4)	0.55
(2/7)	15.82	(3/1)	0.06
(3/1)	10.41	(3/2)	4.62
(3/2)	24.96	(3/3)	91.09
(3/3)	34.17	(3/4)	4.24
(3/4)	17.96	(4/2)	7.62
(3/5)	11.06	(4/3)	52.98
(3/7)	1.44	(4/4)	39.41
(4/1)	0.06	(5/2)	0.14
(4/2)	0.16	(5/3)	10.75
(4/3)	1.52	(5/4)	87.02
(4/4)	12.76	(5/5)	2.09
(4/5)	85.47	(7/1)	7.43
(4/7)	0.02	(7/2)	69.71
(5/1)	0.77	(7/3)	22.54
(5/5)	99.23	(7/4)	0.33

Quanto às coincidências espaciais, apenas 29,06 % da área total da bacia teve coincidência total entre os mapas de risco de erosão detalhados (Figuras 21 e 24), correspondendo à exatidão global entre os dois mapas (Tabela 50). Assim como na escala generalizada, houve uma maior ocorrência de coincidência entre áreas próximas, ou coincidências parciais (61,10%). As classes de risco muito baixo do mapa quantitativo também coincidiram em grande parte com áreas de risco baixo e médio do mapa qualitativo (34,1% e 23,8% da classe, respectivamente) e 87% da classe de risco muito alto do mapa quantitativo coincidiu com o risco alto do qualitativo (Tabela 51).

Por ser muito abrangente, a classe de risco muito alto do mapa quantitativo coincidiu com 99,2 % do risco muito alto, 85,5% do risco alto e 11% do risco médio do mapa qualitativo. As maiores discrepâncias entre os dois mapas (áreas divergentes) ocorreram na classe de risco muito alto, sendo que esta apareceu bem mais no mapa quantitativo (39,14%) que no qualitativo (0,82%).

Na escala detalhada, a obtenção dos mapas de risco de erosão pelo método quantitativo foi 27 % mais dispendiosa que pelo método qualitativo, quando se consideraram o custo mínimo na aquisição dos mapas básicos, e cerca de 3% mais dispendiosa quando se consideraram os custos máximos (Figura 11).

Observa-se, por fim, que os mapas de risco de erosão tanto generalizados quanto detalhados apresentaram-se extremamente diferentes em relação ao método (Figuras 32 e 33). Tal fato não ocorreu na comparação entre as escalas de trabalho, onde não houve diferença significativa quanto aos mapas finais de risco.

A maior dificuldade encontrada no presente trabalho foi a de se conseguir apontar qual o método mais adequado e para que situações deve ser utilizado, devido à total incompatibilidade que as duas abordagens metodológicas apresentaram. Esta problemática foi tema de uma discussão realizada na Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI - Universidade de Campinas) com a presença de diversos profissionais, alunos e professores, da área de planejamento ambiental, pedologia, conservação do solo e Sistema de Informações Geográficas do IAC, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ-USP), UNICAMP e Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA). As reflexões e conclusões obtidas nesta discussão são apresentadas a seguir.

Deve-se, em primeiro lugar, enfatizar que o aumento de custos observado foi bem mais significativo na passagem da escala generalizada para a detalhada e não do método qualitativo para o quantitativo. Tal fato se deve ao aumento expressivo de custo das informações básicas (mapas, fotografias aéreas, e outros materiais) quando se deseja trabalhar em escalas maiores. Por este motivo, o peso maior na escolha do método não advém do custo e sim do objetivo do trabalho e a confiabilidade no método.

Em segundo lugar, deve-se colocar que não há como afirmar a veracidade de um método em detrimento do outro. O método qualitativo reflete o conhecimento do

planejador sobre o comportamento da área, com base nas suas observações e experiências de campo. Uma avaliação possível sobre o quão confiável é a decisão qualitativa seria o confronto entre os resultados das matrizes de decisão feitas por um determinado número de profissionais da área. Caso estes resultados não se mostrassem divergentes, então o mapa de risco de erosão feito por este método seria considerado confiável.

No caso do método quantitativo, parte-se do pressuposto de que esta é a abordagem mais objetiva possível, pois baseia-se em informações concretas e mensuráveis sobre o meio físico. Deve-se ainda destacar que a EUPS é a equação mais estudada e conhecida de previsão de perda de solo hoje existente. Por outro lado, a EUPS não foi desenvolvida para estimar perda de solo em áreas como bacias hidrográficas, mas sim, em rampas homogêneas. Dentre os maiores erros que podem ocorrer com a adoção da EUPS em bacias está o cálculo do comprimento de rampa e, conseqüentemente, do fator LS. Junta-se a este problema o fato de se estar calculando este fator através de um SIG. Este procedimento ainda não foi muito estudado e testado, e pode-se estar incorrendo em erros no decorrer do cálculo deste fator. Portanto, o método utilizado para o cálculo de LS pode ter superestimado este valor em alguns locais e subestimado em outros. E por sua vez, este fator exerceu grande peso na estimativa de perda de solo e provavelmente foi o responsável pelos valores excessivamente altos observados (Tabelas 34 e 35).

Outra grande problemática na adoção do método quantitativo é justamente o critério de passagem dos resultados quantitativos para qualitativos, isto é, a transformação de dados numéricos para classes. Esta reclassificação se faz necessária para que o mapa torne-se aplicável ao planejador, mostrando áreas de maior ou menor risco de erosão. Em trabalhos que utilizaram apenas alguns parâmetros da EUPS mas não chegaram a estimar perda de solo, também estes parâmetros tiveram de ser transformados em classes. Porém, o critério adotado no presente trabalho, com o uso da Tolerância de perda de solo para delimitar as classes de risco de erosão, não é o ideal. Este critério ainda é utilizado por falta de parâmetro mais adequado. Muitos erros

podem ter sido acumulados, portanto, durante o processo de obtenção do mapa de risco de erosão pelo método quantitativo.

De qualquer maneira, não se pode provar se um método é mais ou menos correto, mas sim, que eles são diferentes. Por ser o método quantitativo ainda sujeito a diversas fontes de erro, este deve ser melhor estudado e testado antes de ser adotado com a finalidade de se obter mapas de risco de erosão. O método quantitativo da maneira como foi descrito no presente trabalho se justifica apenas no caso de o objetivo final do trabalho ser realmente fornecer uma estimativa da perda de solo para servir como subsídio para previsão de impacto ambiental na bacia, por exemplo. Neste caso, torna-se extremamente útil e relevante a adoção do método quantitativo. Apesar de não se ter valores absolutos sobre contribuição com sedimentos, pois os resultados encontrados para variam de acordo com o local estudado, calcula-se que de 5 a 30% das partículas desprendidas no processo erosivo chegam aos cursos d'água (LAL, 1994), provocando assoreamento, turbidez e contaminação dos mesmos com agroquímicos. Conhecendo-se a estimativa de perda de solo para a bacia, pode-se inferir valores de perda de sedimentos para os cursos d'água. Trata-se de apenas fornecer algum subsídio para previsão do impacto ambiental causado pela atividade agrícola. De maneira alguma, porém, estes resultados podem ser considerados como definitivos.

Outra situação em que se justificaria a adoção do método quantitativo, associando EUPS e SIG, seria no caso de áreas menores e uniformes, que não uma bacia hidrográfica.

Por outro lado, se o objetivo for obter mapa de risco de erosão para apontar áreas de ação prioritárias do ponto de vista conservacionista ou para servir como subsídio para o planejamento do uso da terra, o método qualitativo mostrou-se até o presente momento como a melhor opção, pois requer um menor número de informações básicas a serem levantadas, menor custo na obtenção dos mapas finais e é menos suscetível a fontes de erro. Este método se justifica em macrozoneamentos ou planejamento de grandes áreas. Deve-se salientar que a adoção do método qualitativo pressupõe que quanto mais abrangente for o conhecimento prévio da área, obtido pelas experiências e

observações em campo, maior a confiabilidade nos mapas finais de risco. As matrizes de decisão para os mapas qualitativos variam, portanto, de região para região.

Por fim, para a escolha do método e da escala de trabalho, devem ser levantadas algumas questões básicas como:

- a) o objetivo do trabalho;
- b) a dimensão da área;
- c) a quantidade e qualidade das informações básicas (principalmente base cartográfica);
- d) a disponibilidade de dados para alimentar um modelo como a EUPS;
- e) o tipo de SIG e que sistema o “software” utiliza (“raster”);
- f) o conhecimento de parâmetros confiáveis para limitar o que seria risco alto ou baixo e sob que ponto de vista (ambiental, produtivo, etc.), se optarmos pelo método quantitativo e obtivermos valores numéricos de perda de solo.

A questão sobre o sistema “raster” ou “vector” deve ser levantada pelo fato de apenas no sistema “raster” ser possível a sobreposição de mapas (overlay) necessária para a aplicação da EUPS, por trabalhar com “pixels”.

Por fim, deve-se analisar a relação *custo X benefício* na possível adoção de um método quantitativo, quanto à disponibilidade financeira do usuário do mapa final. As combinações dos mapas básicos já citadas oferecem a melhor relação *custo X benefício* na aquisição dos mapas finais, sem que se altere significativamente a qualidade destes mapas. De maneira geral, os custos aumentam à medida que aumenta o detalhamento e se trabalha com informações quantitativas.

5.5. Considerações finais

Deve-se salientar a importância e a viabilidade da utilização de SIG para obtenção dos mapas de risco de erosão, principalmente com relação à abordagem quantitativa. Ainda são poucos os trabalhos desenvolvidos neste sentido, mas a demanda por trabalhos que adotam esta abordagem tem aumentado devido à tendência de se

quantificar fenômenos ambientais, tanto do ponto de vista agrônomo como do ponto de vista de previsão de impactos e de valoração ambiental.

Algumas limitações metodológicas encontradas no decorrer do trabalho também devem ser mencionadas. Entre elas estão as limitações intrínsecas à EUPS, como o fato de ter sido elaborada para estimar a perda de solo em glebas homogêneas e não em bacias hidrográficas. Por este motivo, o cálculo do fator LS, principalmente, pode não ter sido o mais preciso. Outra limitação da EUPS é considerar os comprimentos de rampa como retilíneos e uniformes, sendo que estes podem ser côncavos, convexos e irregulares. Estes problemas encontrados no presente trabalho também foram mencionados por diversos autores que integraram o uso da EUPS em bacias hidrográficas através de SIG (CASTRO, 1992; HAMLET, 1992; JÄJER, 1994).

Como já foi mencionado anteriormente, o método quantitativo encontra sua maior limitação no critério de reclassificação final ou na passagem de valores numéricos para classes de risco. Sem que haja um critério mais confiável que a Tolerância de perda de solo, como é concebida hoje, a determinação quantitativa pode perder o sentido. Provavelmente, se houvesse um parâmetro como a Tolerância que considerasse a perda de solo aceitável sob o ponto de vista ambiental, as classes de risco dos mapas quantitativos se distribuiriam diferentemente, com aumento ou diminuição do risco de erosão.

Entre os maiores desafios para pesquisas futuras estão o desenvolvimento da Tolerância ou outro parâmetro ambiental para limitar perda de solo e o maior aprimoramento nos testes do uso da EUPS em bacias hidrográficas com utilização de SIG.

Por fim, deve-se salientar que o SIG, em especial o “software” Idrisi, mostrou-se como de grande utilidade para trabalhos deste tipo, sendo possível gerar e manipular mapas com agilidade, além de executar diversas operações matemáticas extrema rapidez. A possibilidade de alteração de cenários de uso da terra, por exemplo, é outra grande vantagem da utilização de SIGs para trabalhos de planejamento.

6. CONCLUSÕES

A partir das comparações entre mapas básicos e mapas de risco de erosão chegou-se às conclusões descritas a seguir.

Não houve diferença significativa entre os mapas pedológicos e de declividade com relação à escala de trabalho.

O detalhamento da escala apenas dos mapas de declividade melhorou a qualidade dos mapas finais de risco de erosão, tanto qualitativos como quantitativos, com o menor acréscimo de custo.

As principais diferenças entre os mapas de risco de erosão ocorreram entre os métodos e não entre as escalas de trabalho.

Por sua vez, os maiores acréscimos nos custos dos mapas finais ocorreram com o aumento da escala e não com a substituição de métodos. Portanto, na escolha da abordagem metodológica deve-se primeiramente levar em conta a própria confiabilidade no método.

Diversas foram as possíveis fontes de erro ocorridas na obtenção dos mapas finais de risco de erosão pelo método quantitativo. Dentre elas podem-se destacar o critério utilizado para a transformação de dados quantitativos de perda de solo em classes de risco de erosão; a utilização da EUPS em bacia hidrográfica e não em glebas homogêneas; os possíveis erros no cálculo do comprimento de rampa e a escassez de trabalhos desenvolvidos com o intuito de testar e aprimorar o método. Em vista dos problemas encontrados, é necessário que seja mais estudado e testado o método quantitativo, antes de ser utilizado para a obtenção de mapas de risco de erosão. A


aplicação do método quantitativo se justifica apenas para áreas homogêneas, onde seja possível a determinação de todos os parâmetros da EUPS com maior confiabilidade.

Até o presente momento, o método qualitativo mostrou-se como o mais adequado para gerar mapas de risco de erosão com a finalidade de apontar áreas de ação prioritárias do ponto de vista conservacionista ou para servir como subsídio para o planejamento do uso da terra para áreas com a dimensão e as características da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins. Este método exige um menor número de variáveis a serem levantadas e ainda é menos suscetível a fontes de erro em comparação com o método quantitativo. No entanto, deve-se salientar que quanto maior a experiência do planejador na área, maior será a qualidade dos resultados pelo método qualitativo.

O Sistema de Informações Geográficas mostrou-se como uma ferramenta de grande utilidade e potencial para trabalhos deste tipo, sendo possível manipular mapas e realizar operações matemáticas com extrema rapidez, bem como experimentar diferentes hipóteses ou cenários para cada plano de informação.

Dentre os principais desafios para pesquisas futuras destaca-se a necessidade de mais trabalhos que visem testar a aplicação da abordagem quantitativa para geração de mapas de risco de erosão no contexto de bacia hidrográfica, com a estimativa de perda de solo obtida através do uso de SIG.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, E. B. (1988). Rates of soil formation: Implications for soil-loss tolerance. *Soil Science*. Baltimore. v. 145, n. 1. p. 37-45, january.
- ANGULO, R. J.; ROLOFF, G. & de SOUZA, M. L. P. (1985). Aplicabilidade de nomograma de Wischmeier et. al. (1971) para a determinação da erodibilidade de solos brasileiros. *Revista do Setor de Ciências Agrárias*, Curitiba, v.7, n.2, p.145-53.
- BAVEL, C.H.M. (1949). Men weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Science of Society of America Proceedings*, Madison, v.14, p. 20-23.
- BERGSMA, E. (1983). Rainfall erosion surveys for conservation planning. *ITC Journal*, Enschede, v.2, p. 116-174.
-  BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. (1990). *Conservação do Solo*. São Paulo, Coleção Brasil Agrícola: Ícone.
- BOUMA, J.(1989) Using soil survey data for quantitative land evaluation. In: STEWARRT, B.A., ed. *Advances in Soil Science*. Springer-Verlag New York Inc. v. 9. p.177-213.
- CÂMARA, G. (1993). Anatomia de Sistemas de Informações Geográficas: Visão atual e perspectivas de evolução. In: ASSAD, E.D. & SANO, E.E., coords. *Sistema de*

Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura. Planaltina: EMBRAPA-CPAC.

⊕ CASTRO, A. G. de (1992). *Técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas Geográficos de Informações no estudo integrado de bacias hidrográficas*. São José dos Campos. Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

⊕ CÉSAR, C.M. (1952). *Contribuição para o estudo da erosão e de seus principais determinantes*. Tese (Prof.). Piracicaba.

CHINNAMANI, S.; SAIRAM VENKATA, V. & SAKTHIVADIVEL, R. (1982) Applicability of the Universal Soil Loss Equation in mountain watersheds in semiarid and humid regions. In: WALLING, D.E., ed. *Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield*. Proceedings of the Symposia by the First Scientific General Assembly of the International Association of Hydrological Sciences, Exceter, IAHS Publ. n.137, p.229-237, july.

COGO, N.P. (1978). Erodibilidade de alguns solos do Rio Grande do Sul avaliada pelo método do nomograma. In: II ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISAS SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., Passo Fundo, 1978. *Anais*. Passo Fundo, p.215-217.

CRESTANA, S. (1994). Técnicas recentes de determinação de características do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10. Florianópolis, 1994. *Resumos*. Florianópolis, SBCS, p. 86-97.

⊕ De MARIA, I. C.; LOMBARDI NETO, F.; DECHEN, S. C. F. & CASTRO, O. M. de. (1994). Fator da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) para a cultura de cana-de-açúcar. In: RESUMOS DA X REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E

CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Florianópolis, 1994. *Resumos*. Florianópolis, p.148-149.

DENARDIN, J.E. 1990. *Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos*. Piracicaba. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo.

EASTMAN, J. R. (1992). *IDRISI - User's Guide*, Worcester, Clark University.

FIDALGO, E.C.C. (1994). *Exatidão no processo de reconhecimento de padrões de vegetação natural a partir de imagens TM- Landsat em área de Mata Atlântica, no Estado de São Paulo*. São José dos Campos. Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

FIGUEIREDO, A.G. (1988). *Análise de produção e transporte de sedimentos nas Bacias do Rio do Peixe e Rio Aguapeí*. São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.


FOLK, R.L. (1968). *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill's, Drawer M. University Station, Austin, Texas. University of Texas.



FREIRE, O. & PESSOTTI, J.E. (1978). Erodibilidade de alguns solos de Piracicaba. In: II ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, Passo Fundo, 1978, *Anais*. Passo Fundo, p.185-92.




FRIEND, J. A. (1992). Achieving soil sustainability. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v. 47, n. 2, p. 156-157, mar./ apr.

- HAMLETT, J.M.; MILLER, D.A.; DAY, R.L.; PETERSON, G.W.; BAUMER, G.M.; RUSSO, J. (1992). Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.47, n.5, p.399-404. sept./oct.
- HENKLAIN, J.C. & FREIRE, O. (1983). Avaliação do método nomográfico para determinação da erodibilidade de Latossolos do Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.7, n.2, p.191-195, maio/ago.
- HESSION, W.C.; SHANHOLTZ, V.O. (1988) A geographic information system for targeting nonpoint-source agricultural pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.43, n.3, p. 264-266. may/june.
-  JÄGER, S. (1994). Modelling regional soil erosion susceptibility using the Universal Soil Loss Equation and GIS. In: RICKSON, R.J., ed. *Conserving Soil Resources - European Perspectives*. Cambridge, Silsoe College, Cranfield University, UK. Chapter 17, p. 161-177.
- JENKINS, A.; PETERS, N.E.; RODHE, A. (1994). Hydrology. In: MOLDAN, B.; CERNY, Coords. J. *Biogeochemistry of small catchments: A tool for environmental research*. (Scope 51). Chichester. John Wiley & Sons. p. 31-54.
- LAL. R., (1988). Soil erosion by wind and water: Problems and prospects. In: *LAL, R. Soil erosion and research methods*. Wageningen, HL, SWCS.
- LANE, L.J.; NEARING, M.A. (1989). USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile Model Documentation. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, Indiana, (NSERL Report n.2), august.

LEPSCH, I. F. 1991. *Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso*. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

LEPSCH, I.F.; OLIVEIRA, J.B. (1987). Explicações sumárias sobre a nova nomenclatura das legendas de mapas pedológicos de São Paulo. *Boletim Técnico n. 117*. Campinas, Instituto Agrônômico, out.

LEVY, M. do C.T.C., (1995). *Avaliação da sustentabilidade das terras de Piracicaba (SP) por comparação de cenários*. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo.

 LIMA, E. R. V. de; KUX, H. J. H. & SAUSEN, T. M. (1992). Sistema de Informações Geográficas e técnicas de sensoriamento remoto na elaboração de mapa de riscos de erosão no sertão da Paraíba. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, V.16, n.2, p.257-263. maio/ ago.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. (1975). Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. Instituto Agrônômico, *Boletim Técnico n.28*. Campinas.

MARIANO, M.T. (1996). *Uma análise da participação da sociedade civil na gestão dos recursos hídricos do Estado de São Paulo*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

McCORMACK, D. E.; YOUNG, K. K.; KIMBERLIN, L. W. (1982). Current Criteria for Determining Soil Loss Tolerance. In: *Determinants of Soil Loss Tolerance*. Colorado. Proceedings of a symposium sponsored by Division S-6 of the Soil Science Society of America. p. 95-111, august.

- MELLEROWICZ, K.T.; REES, H.W.; CHOW, T.L.; GHANEM, I. (1994). Soil conservation planning at watershed level using the Universal Soil Loss Equation with GIS and microcomputer technologies: A case study. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.49, n.2, p. 194-199. mar./apr.
- MENK, P.C.M. (1993). *Avaliação econômica do controle da erosão na Microbacia do Ribeirão Iperó, em Araçoiaba da Serra, Estado de São Paulo*. Piracicaba. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo.
- MOLDAN, B.; CERNY, J. (1994). Small Catchment Research. In: MOLDAN, B.; CERNY, J., Coords. *Biogeochemistry of small catchments: A tool for environmental research*. (Scope 51). Chichester. John Wiley & Sons , p.1-29.
- PELLETIER, R.E. (1985). Evaluation nonpoint pollution using remotely sensed data in soil erosion models. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.40, n. 4, p. 332-335. jul./aug.
- PIERCE, F. J.; LARSON, W. E.; DOWDY, R. H. (1984). Soil loss tolerance: Maintenance of long-term soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.39, n. 2, p. 10-14, jan./febr.
- PINTO, S.dos A. F., (1991). *Sensoriamento remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão dos solos: contribuição metodológica*. São José dos Campos. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).
- PROCHNOW, M.C.R. (1985). Recursos hídricos e metodologia de pesquisa. In: *Geografia*. v.10, n.19.

- ROCHA, J.V.; LOMBARDI NETO, F. ; BACELLAR, A.A.A. (1995). *Cálculo do fator comprimento de rampa (L): uma metodologia para uso em Sistema de Informação Geográfica*. In: IV Simpósio Nacional de Controle de Erosão. Resumos. Bauru. p. 421-422.
- SANTOS, M. F. dos (1993). *Subsídios para o planejamento conservacionista da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (São Carlos, Itirapina e Analândia, SP)*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SCHERTZ, D. L. (1983). The basis for soil loss tolerances. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.38, n. 1, p. 10-14, jan./febr.
- SILVA, J.R.; FREIRE, O. (1986). Previsão de perdas de solo e estimativa de assoreamento em relação a características de uma bacia hidrográfica. *Ciên. Agron.*, Fortaleza, v.17, n.1, p.13-27, junho.
- SPAROVEK, G. & LEPSCH, I. F. (1992). *Diagnóstico de uso e aptidão das terras agrícolas de Piracicaba*. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Piracicaba.
- SPAROVEK, G. & van LIER. (1993). Estimativa da tolerância de perda de terra por erosão. Resumos do XXIV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Goiânia - GO. Julho. v. 3, p.165-166.
- STAR, J.; ESTES, J. (1990). *Geografic Information Systems*. New Jersey, Prentice-Hall.
- STEIN, D.P.; DONZELI, P.L.; GIMENEZ, A.F.; PONÇANO, W.L.; LOMBARDI NETO, F. (1987). Potencial de erosão laminar, natural e antrópico, na bacia do

Peixe-Paranapanema. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT), São Paulo.

TERAMOTO, E.R. (1995). *Relações solo, substrato geológico e superfícies geomórficas na Microbacia do Ribeirão Marins (Piracicaba, SP)*. Piracicaba. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo.

VALENTE, O.F. (1976). Manejo de bacias hidrográficas. *Saneamento*, Rio de Janeiro, v.50, n.2, p.104-109. abr./jun.

VALENZUELA, C.R. (1988). ILWIS overview. *ITC Journal*, Enschede. v.1, p. 3-14.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Washington, D.C. Agricultural Handbook 537. U.S.D.A.

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B. & CROSS, B.W. (1971). A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.26, n.5, p.189-193. sept./oct.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, W.P. (1989). AGNPS: A non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*. Ankeny, U.S., v.44, n.2, p.168-173. mar/apr.