

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Avaliação da Cobertura e Perdas de Solo na Bacia
Hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty
do Alferes e Miguel Pereira-RJ, Através de Técnicas
de Sensoriamento Remoto e SIG**

Valdemir Lúcio Durigon

2011



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**AVALIAÇÃO DA COBERTURA E PERDAS DE SOLO NA BACIA
HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO, EM PATY DO
ALFERES E MIGUEL PEREIRA-RJ, ATRAVÉS DE TÉCNICAS DE
SENSORIAMENTO REMOTO E SIG**

VALDEMIR LÚCIO DURIGON

Sob a Orientação do Professor
Daniel Fonseca de Carvalho

Co-orientação dos Professores
Mauro Antonio Homem Antunes

e

Marcos Bacis Ceddia

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutor em**
Ciências em Agronomia, Área de
Concentração em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2011

UFRRJ / Biblioteca Central / Divisão de Processamentos Técnicos

631.45 Durigon, Valdemir Lúcio, 1966-
D962a Avaliação da cobertura e perdas de solo na Bacia Hidrográfica
T Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira – RJ, através de técnicas de sensoriamento remoto e SIG / Valdemir Lúcio Durigon – 2011.
134 f.: il.

Orientador: Daniel Fonseca de Carvalho.

Tese(doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia.
Bibliografia: f. 96-105.

1. Solos - Erosão - Teses. 2. Solos - Erosão – Sensoriamento remoto - Teses. 3. Sistemas de informação geográfica - Teses. 4. Bacias hidrográficas – Rio de Janeiro (Estado) - Teses. I. Carvalho, Daniel Fonseca de, 1968-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

VALDEMIR LÚCIO DURIGON

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 25/02/2011

Daniel Fonseca de Carvalho. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Luiz Fernando Coutinho de Oliveira. Dr. UFLA

Alexandre Candido Xavier. Dr. UFES

Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ

Leonardo Duarte Batista da Silva. Dr. UFRRJ

DEDICATÓRIA

Em especial aos meus filhos
Ângelo e Ana Beatriz

A minha esposa Maria do Socorro

Em memória de meu pai Avelino Durigon
A minha Mãe Lourdes Durigon

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por ser a força maior, a razão das nossas conquistas e a Luz que nos guia.

Aos Professores Daniel Fonseca de Carvalho, Mauro Antônio Homem Antunes e Marcos Bacis Ceddia pela orientação deste trabalho.

A Alexandre Facco, pelas orientações na utilização do software ArcGIS.

Ao Instituto Federal de Educação de Rondônia, pela oportunidade de fazer o doutorado.

A CAPES pela concessão da bolsa.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo – Instituto de Agronomia – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ).

Ao INPE pelas imagens concedidas para este trabalho.

Aos Professores Ana Valeria Freire Allemao Bertolino, Andrea Paula Souza, Helder Lages Jardim, e aos funcionários da PESAGRO encarregados da estação agrometeorológica de Avelar, Senhora Lia Cardoso e Paulinho por disponibilizarem os dados de chuvas e perdas solos das parcelas da Estação Agrometeorológica.

A Lenilson Santos Mota e Adriano Coelho pelos trabalhos na organização e preparação das bases de dados que foram utilizadas na tese.

A Bruno Levino de Oliveira por fazer a manutenção e conserto dos computadores quando necessário.

A Milton Marques Fernandes, por todos os trabalhos realizados em conjunto, mas, principalmente, pelos trabalhos de campo.

A Wilk Sampaio de Almeida pelo auxílio na utilização do software chuveiros.

A Valter Marques pelas horas de estudo objetivando entender funcionamento dos softwares que foram utilizados e tentativas de entendimento dos modelos de predição e seus componentes.

Aos Professores Celso Quimarães Barbosa e a Fábio Mathias Corrêa pelo auxílio nas análises estatísticas dos dados.

Ao professor Marcos Gervasio por permitir a utilização do laboratório de física dos solos para determinar a porosidade e a funcionária Maria Helena que auxiliou nas análises.

A Professora Lúcia Helena Cunha dos Anjos pela ajuda na organização e na correção final da tese.

RESUMO GERAL

DURIGON, Valdemir Lúcio. **Avaliação da cobertura e perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco em Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ, através de técnicas de sensoriamento remoto e SIG.** 2011. 139f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

A erosão do solo é um problema crescente no mundo atual, em praticamente todos os continentes, que se deve ao crescimento da demanda por alimentos, ao mau uso dos solos e a necessidade de produção de fibras e combustíveis. Por outro lado, o planejamento correto do uso e cobertura dos solos evitando utilizar áreas para a agricultura que tenham alto risco de erosão e alto potencial natural de erosão pode minimizar o processo, sem comprometer a segurança alimentar. O objetivo deste trabalho foi avaliar o risco de erosão e a perda de solo em uma bacia hidrográfica utilizando técnicas de sensoriamento remoto e SIG, associados à evolução temporal dos índices de cobertura e ocupação do solo, em áreas nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira, Estado do Rio de Janeiro. Para isso, utilizou-se o modelo de predição de perdas de solos, no caso a RUSLE (*“Revised Universal Soil Loss Equation”*), associado a técnica de sensoriamento remoto integrada ao índice de vegetação NDVI (*“Normalized Difference Vegetation Index”*) para determinar a cobertura dos solos em um SIG (Sistema de Informação Geográfica). Para tal, foram utilizadas imagens de satélite dos sensores TM Landsat-5, ETM+ Landsat-7 CCD CBERS-2 e CCD e HRC do CBERS 2B coletadas no período considerado. Os dados de sensoriamento remoto e do sistema de informações geográficas integrados a modelos de predição de perdas de solos caracterizaram-se como importantes instrumentos na análise do meio ambiente. A utilização de NDVI constitui-se em ferramenta adequada para a determinação da cobertura, para aplicação em modelos de predição de perda de solo. As perdas de solo, o potencial natural de erosão e o risco mostraram forte relação com as características do relevo, podendo ser utilizados no planejamento do uso e ocupação do solo em áreas urbana e rural. Mais estudos devem ser realizados associando SIG, modelos de predição de erosão e técnicas de sensoriamento remoto no sentido de melhor prever a ocorrência de desastres ambientais, também para criar bancos de informações sobre o comportamento dos solos em relação aos diversos agentes causadores do processo erosivo.

Palavras-chave: Erosão do solo. RUSLE. NDVI.

GENERAL ABSTRACT

DURIGON, Valdemir Lúcio. **Evaluation of soil cover and soil losses in a watershed in Paty do Alferes and Miguel Pereira-RJ through remote sensing and GIS techniques.** 2011. 139p. Thesis (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

Soil erosion is a growing problem in today's world, virtually in every continent, mainly due to the rising demand for food, fibers and biofuels. On the other hand, the correct planning of land use, avoiding farming lands with high erosion risk, could minimize the erosion process without compromising food security. The aim of this study was to evaluate erosion risk and soil losses in a watershed using remote sensing and GIS, coupled with temporal evolution of vegetation cover and occupation of land, in areas of the municipalities of Paty do Alferes and Miguel Pereira, Rio de Janeiro State. For this, the RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) was used as model to predict soil loss, combined with remote sensing data and the derived NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), to determine the soil coverage in a GIS (Geographic Information System). Satellite images used in this research included: TM sensor of Landsat-5, ETM+ of Landsat-7, CCD of CBERS-2, and CCD and HRC from CBERS 2B, obtained for the study period. The processed remotely sensed data and the geographic information system, integrated with models for predicting soil loss, showed good performance for environmental analysis. The use of NDVI was a suitable tool for determining the vegetation coverage, to be applied in soil loss prediction models. The soil losses and erosion risks were strongly associated with characteristics of relief, and they can be used for planning land usage and occupation, in urban and rural areas. More studies should be conducted linking GIS, erosion prediction models, and remote sensing data in order to better predict the occurrence of environmental disasters, also to create databases about soil's response in relation to different causative erosional agents.

Keywords: Soil erosion. RUSLE. NDVI.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais características e aplicações da radiação eletromagnética, correspondentes às bandas do sensor TM do Landsat-5.....	6
Tabela 2: Classificação do relevo da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco segundo EMBRAPA.....	32
Tabela 3: Relação e datas de imagens utilizadas no estudo	40
Tabela 4: Imagens utilizadas para determinação do fator “C” em períodos quinzenais.	44
Tabela 5: Área (ha) e percentual do tipo de cobertura para três diferentes épocas, na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	52
Tabela 6: Matriz de erros para a imagem de 11/03/2007	53
Tabela 7: Área (ha) de cobertura do solo nas diversas imagens pelo método do NDVI reescalado.....	56
Tabela 8: Precipitação mensal e anual, no período de 1985 a 2009, para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	59
Tabela 9: Equações de regressão ajustadas entre o índice de erosividade médio mensal (EI 30) e a precipitação média mensal (p) ou o coeficiente de chuva (Rc).	68
Tabela 10: Classes de permeabilidade do solo para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	69
Tabela 11: Valores médios quinzenais e total anual de EI ₃₀ , com base na série pluviográfica referente ao período 1986-2009.....	72
Tabela 12: Classes de risco (RE) e potencial natural de erosão (PNE) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	73
Tabela 13: Índices de erosividade EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹) em períodos quinzenais para a cidade de Paty do Alferes, no período de 2001 a 2009, calculados a partir dos pluviogramas.....	74
Tabela 14: Equações de regressão ajustadas entre o índice de erosividade médio mensal (EI 30) e a precipitação média mensal (p) ou o coeficiente de chuva (Rc).	75
Tabela 15: Índices de erosividade EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 1985 a 1992.....	76
Tabela 16: Índices de erosividade EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 1993 a 2000.....	77
Tabela 17: Índices de erosividade EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 2001 a 2009.....	78
Tabela 18: Área (ha) para diferentes classes de perdas de solo e formas de determinação do fator C, referente à imagem de 11/03/2007.	82
Tabela 19: Área (ha) para diferentes classes de perdas de solo no mês de maio, para os anos de 1986, 1994, 1999, 2000 e 2001.....	85
Tabela 20: Área das diferentes classes de perdas de solo no ano de 2004.....	86
Tabela 21: Área (ha) das classes de perda de solo para os anos de 1986 a 2009.....	87

Tabela 22: Percentual de área para todas as classes de perda de solo para os anos de 1987, 1988, 1991, 1992, 1995 e 2009.....	87
Tabela 23: Área (ha) das classes de perda de solo nas diferentes quinzenas	88
Tabela 24: Média anual de perdas de solo (PS – t ha ⁻¹) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, no período de 1986 a 2009.	88
Tabela 25: Média quinzenal de Perdas de solo e total mensal de perdas de solo para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco pelo método do NDVI reescalado.....	89
Tabela 26: Área (ha) da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco ocupada com diferentes classes de PNE.	90
Tabela 27: Área (ha) da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco ocupada com diferentes classes de risco de erosão	92

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Interações da energia solar com a atmosfera antes de chegar ao sensor.....	4
Figura 2. Espectro solar com as bandas de absorção/interferências atmosférica.....	5
Figura 3. Comportamento do NDVI em função do IAF.....	11
Figura 4. Localização geográfica da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco na cidade de Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ.....	26
Figura 5. Curvas de nível e hidrografia da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco....	27
Figura 6. Estação agrometeorológica de Avelar – PESAGRO- RJ.....	28
Figura 7. Temperatura mínima média e temperatura máxima média mensal dos anos de 1986 a 2008.....	28
Figura 8. Precipitação média mensal no período de 1986 a 2008.....	29
Figura 9. Mapa de solos da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco (Embrapa Solos, 2000).	29
Figura 10. Vista do vale formado pelo Córrego Maravilha, apresentando os aspectos da vegetação e relevo.....	30
Figura 11. Classes de altitude da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.....	31
Figura 12. Modelo Digital de Elevação da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.....	32
Figura 13. Mapa das ordens de drenagens da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.....	33
Figura 14. Curva hipsométrica da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.....	33
Figura 15. Imagem HRC-CBERS-2B de 14/02/2008, que foi utilizada no treinamento.	42
Figura 16. Imagens de satélite utilizadas no trabalho: TM Landsat-5 (20/05/1986); CBERS-2 (31/08/2004); e CBERS 2B (19/07/2008).....	47
Figura 17. Imagem TM Landsat-5 (20/05/1986) processada com tamanho de corte de 1 km (a) e com junto ao contorno da bacia (b).	48
Figura 18. Índice de vegetação da imagem Landsat5 de 20 de maio de 1986.	49
Figura 19. Segmentação da imagem índice de vegetação de 20/05/1986.....	50
Figura 20. Evolução da ocupação do solo em três imagens em épocas distintas, 1987 (a), 1996 (b) e 2007 (c).....	52
Figura 21. Resultado do fator “C” para imagem de 11/03/2007, obtidos pela metodologia do reescalonamento e de Van Der Knijff (1999).....	54
Figura 22. Valores médios do fator “C” para cada imagem, segundo duas metodologias.....	55
Figura 23: Variação na área das imagens no período de estudo, para as classes de índice de cobertura do solo de 0-0,1 (a), 0,1-0,2 (b), 0,2-0,3 (c), 0,3-0,4 (d) e 0,4-0,5 (e).	57
Figura 24. Valores médios do Fator “C” nas quinzenas do ano.....	60

Figura 25. Precipitação média quinzenal para o período de 1986 a 2009.....	60
Figura 26. Distribuição geográfica dos perfis de solos, na região da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, cedidos pela Embrapa Solos.....	69
Figura 27: Mapas de erodibilidade (a) e fatores LS (b) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	71
Figura 28. Erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.....	79
Figura 29. Valores de LS para bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	80
Figura 30. Perdas de solo para a imagem de 11/03/2007, utilizando o tipo de cobertura (a), método de Van Der Knijff (b) e NDVI reescalonado (c).	82
Figura 31. Perdas de solos para o mês de maio, nos anos de 1986 (a), 1994 (b), 1999 (c), 2000 (d) e 2001 (e).....	85
Figura 32. Perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, para o ano de 2004, pelo método do NDVI reescalonado.	86
Figura 33. Mapa de potencial médio de erosão para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	91
Figura 34. Mapa de tolerância à perda de solos para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.	91
Figura 35. Mapa de risco de erosão para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco....	93

LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

SIG	Sistema de Informação Geográfica
NDVI	ndice de Vegetação Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation dex).
RVI	ndice de Vegetação Reverso (Soil Adjusted Vegetation dex)
RS	ndice de Razão Simples (Simple Ratio)
CBERS,	Imagens do satélite
REM	Radiação Eletromagnética
IV	ndice de Vegetação
IAF	ndice de rea Foliar
V	Faixa do Vermelho do Espectro Eletromagnético
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Especiais
GPS	Sistema de Posicionamento Global
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
WGS84	Datum de referência WGS1984
SIRGAS2000	Datum de referência Sirgas 2000
MDE	Modelo Digital de Elevação
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
USLE	Equação Universal de Perdas de Solos
MUSLE	Equação Universal de Perdas de Solos Modificada
RUSLE	Equação Universal de Perdas de Solos Revisada
APA	rea de Preservação Ambiental

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1	Técnicas de Sensoriamento Remoto.....	3
2.2	Importância da Vegetação para a Conservação do Solo	7
2.3	Índices de Área Foliar (IAF)	8
2.4	Índices de Vegetação (IV's)	9
2.5	O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).....	11
2.6	Sistema de Informação Geográfica (SIG)	12
2.7	Bacias Hidrográficas	13
2.8	Erosão Hídrica e Perdas de Solo	14
2.9	Relação entre Índices de Vegetação e Perdas de Solo	16
2.10	Modelos de Predição de Perda de Solos.....	16
2.11	Integração de RUSLE e SIG e Mapas de Risco e Potencial Natural de Erosão.....	20
3	CAPITULO I CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO EM PATY DO ALFERES E MIGUEL PEREIRA, ESTADO DO RIO DE JANEIRO.....	22
3.1	RESUMO	23
3.2	ABSTRACT	24
3.3	INTRODUÇÃO.....	25
3.4	MATERIAIS E MÉTODOS	26
3.1.1	Relevo, Base Planimétrica e Características da Rede de Drenagem da Bacia.....	26
3.2.1	Caracterização Climática	27
3.3.1	Solos.....	29
3.4.1	Cobertura Vegetal	30
3.5	RESULTADOS E DISCUSÃO.....	31
3.6	CONCLUSÃO.....	34
4.	CAPITULO II EVOLUÇÃO DA COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO, UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICE DE VEGETAÇÃO.....	35
4.1	RESUMO	36
4.2	ABSTRACT	37
4.3	INTRODUÇÃO.....	38
4.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	40
4.4.1	Aquisição de Imagens	40
4.4.2	Tratamento das Imagens	41
4.4.3	Georreferenciamento	41
4.4.4	Corte das Imagens.....	41
4.4.5	Índices de Vegetação para cada Imagem	41
4.4.6	Classificação de Imagens.....	42
4.4.7	Reescalonamento dos Valores de NDVI para Corresponder à Escala de Valores do Fator "C"	43
4.4.8	Método de Van Der Knijff.....	43
4.4.9	Determinação da Cobertura dos Solos em Períodos Quinzenais Utilizando-se dos Valores de NDVI Re-escalonado.	44
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46

4.5.1	Tratamento das Imagens e Corte das Imagens.....	46
4.5.2	Índices de Vegetação para cada Imagem.....	49
4.5.3	Classificação de Imagens.....	49
4.5.4	Obtenção do Fator C pelo Reescalamento dos Valores de NDVI e pelo Método de Van Der Knijff.....	53
4.5.5	Determinação da Cobertura dos Solos em Períodos Quinzenais Utilizando-se dos Valores de NDVI Reescalado.	59
4.6	CONCLUSÕES.....	61
5.	CAPITULO III APLICAÇÃO DE MODELO DE PERDAS DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO ASSOCIADA A TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICE DE VEGETAÇÃO.....	62
5.1	RESUMO	63
5.2	ABSTRACT.....	64
5.3	INTRODUÇÃO.....	65
5.4	MATERIAL E MÉTODOS.....	67
5.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
5.5.1	Erosividade das Chuvas	74
5.5.2	Erodibilidade dos Solos	78
5.5.3	Comprimento da Vertente (L) e Fator Declividade (S)	79
5.5.4	Perdas de Solo.....	80
5.6	CONCLUSÕES.....	94
6.	CONCLUSÕES GERAIS.....	95
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	96
8.	ANEXOS.....	106

1 INTRODUÇÃO GERAL

O planeta Terra está em constantes transformações. Transformações essas, que trazem modificações positivas ou negativas quanto à qualidade de vida das populações. Nos últimos anos, com o aquecimento global, as catástrofes ambientais têm aumentado, e com isso, as populações, principalmente as mais pobres, têm sofrido com enchentes, secas, tufões, furacões, etc. O intemperismo é um processo natural condicionado a fatores como clima, relevo, material de origem, tempo de exposição, estrutura das rochas, fauna e flora, podendo ser acelerado ou retardado conforme maior ou menor ação desses fatores.

O ser humano tem interferido no meio ambiente e acelerado o intemperismo. Quanto mais a camada de vegetação que protege a crosta terrestre do nosso planeta é retirada, mais os solos estão sujeitos à ação das chuvas e maior será a erosão. A utilização dos solos de forma inadequada, sem conhecimento e sem critérios, certamente levará à perda de qualidade de vida e a diversos problemas, que poderão ter consequências no futuro. Por outro lado, a utilização dos solos com aplicação de conhecimento técnico pode proporcionar uma expressiva melhoria na qualidade de vida da população (Guerra et al., 2005).

No decorrer da história da humanidade, sempre existiram problemas relacionados à conservação do solo e da água, em maior ou menor grau. Por isso, muitos impérios declinaram, principalmente pela fome das populações advinda da insuficiência na produção de alimentos, proporcionada pelo empobrecimento dos solos e a escassez hídrica. Muitas áreas se tornaram desertos, como as regiões do Irã, Iraque, Israel, Egito etc. Nos últimos anos, o aumento da população mundial e a crescente demanda por alimentos vem aumentando a demanda por alimentos globalmente, e em geral a degradação ambiental (Morgan, 2005).

Em meados do século passado, aumentaram as preocupações relacionadas à qualidade de vida e aos problemas ambientais contemporâneos como a poluição, o aquecimento global, a destruição da camada de ozônio, a erosão dos solos e a supressão das florestas e da biodiversidade genética (Ehlers, 1999). O meio ambiente está se tornando motivo de grande preocupação para a humanidade, uma vez que as interferências antrópicas têm provocado sérias alterações nos ecossistemas (Xavier & Vettorazzi, 2004). De acordo com Jain & Das (2009), a erosão do solo é a principal causa da perda de fertilidade, com diminuição da produção de culturas e degradação dos solos. Por isso, é cada vez mais importante o planejamento adequado do uso e cobertura dos solos, tanto em áreas urbanas como rurais, evitando o uso inadequado de APA (áreas de preservação ambiental) ou mesmo de áreas que devam ser preservadas para futuros usos e estudos.

O planejamento com base em critérios técnicos e preestabelecidos é cada vez mais necessário, principalmente, quando para bens públicos, como é o caso do solo, da vegetação, do ar e da água. Atualmente, em virtude dos avanços na área de informática, há a tendência de se integrar técnicas de sensoriamento remoto com sistemas de informações geográficas, permitindo o desenvolvimento e análises de projetos dependentes de grande volume de informações, como planejamento urbano e ambiental, relacionado a dados da vegetação, dos solos e da água. A manutenção e a restauração da qualidade dos solos tornaram-se estratégias importantes para a segurança alimentar mundial (Soil and Water Conservation Society, 2007).

As técnicas de sensoriamento remoto possibilitam a análise ambiental com menor necessidade de contato com o meio ambiente do que os métodos tradicionais, como levantamentos topográficos. São técnicas com grau de precisão elevado, de baixo custo e que possibilitam a análise de locais de difícil acesso, além de serem mais baratas do que as técnicas tradicionais que envolvem levantamentos topográficos (Srinivas et al., 2002).

Com relação ao meio ambiente, o planejamento de uma área deve ser realizado, preferencialmente, levando em consideração a bacia hidrográfica. Segundo Botelho (1999), em uma bacia hidrográfica, a vegetação tem importante papel como regulador térmico, já que auxilia o armazenamento de água no ambiente e ainda o sequestro de carbono. O tipo de cobertura e uso do solo é importante no estudo do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas, sendo de suma importância na gestão dos recursos hídricos. A deterioração do solo pode ser controlada em bacias hidrográficas de forma eficaz pela adoção de medidas se a distribuição espacial da erosão do solo é conhecida (Jain & Das 2009). Já a vegetação é considerada o elemento da paisagem mais sujeito a modificações (Rosendo & Rosa, 2005).

Existem diferentes maneiras de realizar análises de sustentabilidade ambiental, sendo o solo um dos principais agentes considerados. Os solos devem apresentar condições mínimas, sob o ponto de vista físico e químico, a fim de permitir o desenvolvimento das plantas. Em contrapartida, solos degradados e/ou utilizados além da sua capacidade de uso podem apresentar riscos de erosão elevados, representando condições não sustentáveis. Nesse sentido, os modelos de predição de perdas de solos são instrumentos eficientes para análise ambiental, pois, em função das características do solo e do manejo local, pode ser estimada a perda de solo esperada para uma região (Amorim, 2004). A integração de dados de sensoriamento remoto com modelos de predição de perdas de solos pode ser utilizada na determinação de mapas de risco de erosão, que são instrumentos normalmente utilizados no planejamento de uso e ocupação do solo (Schietecatte, et al., 2008). Essa técnica procura minimizar a ocorrência ou os danos causados por problemas ambientais como enchentes, quedas de barreiras, assoreamento de rios, além da falta de alimentos para a população.

A hipótese do trabalho é de que é possível, por meio de técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas (SIG), determinar a susceptibilidade do solo à erosão (erodibilidade) associada à variação temporal do índice de vegetação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o risco de erosão e as perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e SIG, associadas à evolução temporal da cobertura e à ocupação do solo, localizada nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira, Estado do Rio de Janeiro,

No Capítulo I, foi feita a análise das características fisiográficas da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco. Para tal, utilizou-se o mapa das curvas de nível e o mapa de solos, em que foi elaborado o modelo digital de elevação do terreno, mapa de altitude e curva hipsométrica. Essa análise tem como objetivos caracterizar a bacia hidrográfica, levantando as características morfométricas da bacia e a contribuição dessas características para a susceptibilidade da bacia ao processo erosivo dos solos.

No Capítulo II, foi analisada a evolução na cobertura dos solos no período de 1986 a 2009, e utilizadas três formas de determinação da cobertura, uma com imagens classificadas, e outras duas, com índice de vegetação de (NDVI) para sua determinação. A referida análise teve como objetivo avaliar a evolução da cobertura do solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, no período de 1986 a 2009, nos Municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira, no Estado do Rio de Janeiro, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e SIG.

No Capítulo III, foram determinadas as perdas de solos para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, de forma quinzenal e o risco e o potencial natural de erosão, a partir dos dados de erosividade para todos os anos estudados, do mapa de erodibilidade, do mapa de comprimento e inclinação de rampa e da cobertura no período de 1986 a 2009. Com o objetivo de aplicar o modelo RUSLE na predição da erosão hídrica na área de estudo, utilizando-se de técnicas de sensoriamento e SIG, determinando perdas de solos, risco de erosão e o potencial natural de erosão hídrica quinzenais para a Bacia Palmares-Ribeirão do Saco em Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ, no período de 1986 a 2009.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Técnicas de Sensoriamento Remoto

Sensoriamento remoto, segundo Figueiredo (2005), é o processo de captação de informações dos fenômenos e feições terrestres, por meio de sensores, sem contato direto com eles próprios, associado as metodologias e as técnicas de armazenamento, tratamento e análise destas informações. Para se obter essas informações, usa-se a radiação eletromagnética, supondo que esta possa chegar diretamente ao sensor.

O uso de tecnologias de sensoriamento remoto, segundo Ribeiro (2007), é muito viável em estudos envolvendo o uso da terra e cobertura vegetal, uma vez que propicia agilidade e dinâmica na obtenção de dados terrestres, por meio de imagens obtidas por de satélites. Segundo o autor, os levantamentos dos recursos naturais têm se constituído em trabalhos de grande importância na orientação direta da utilização de um determinado recurso, pois possibilita subsidiar os estudos direcionados para o mapeamento e gerenciamento ambiental, resgatando e registrando informações relativas ao desenvolvimento regional de forma rápida e precisa, por meio da pesquisa de produtos cartográficos específicos, gerados por ocasião dos levantamentos.

A radiação eletromagnética (REM) é o principal instrumento do sensoriamento para fazer estudos da superfície terrestre, logo, tem muita importância o seu entendimento. A REM que é emitida pelo sol percorre um grande espaço no vácuo até chegar ao limite da atmosfera do planeta Terra (exosfera). Ela apresenta uma velocidade em torno de $300.000 \text{ km s}^{-1}$ e é estudada sob dois enfoques ou teorias: a de que a luz é formada por partículas (teoria corpuscular); e que é uma onda (teoria ondulatória) (Jensen, 2005).

O espectro eletromagnético é composto de ondas curtas, que tem alta frequência (0,003 nm), até as ondas longas, com baixa frequência ou ondas de rádio (0,30 m). As ondas do espectro eletromagnético mais importantes para sensoriamento remoto são as ondas da faixa do visível (azul, verde e vermelho), que vão de $0,4 \mu\text{m}$ até $0,7 \mu\text{m}$, a do infravermelho próximo ($0,7$ a $1,1 \mu\text{m}$) e o infravermelho médio ($1,1$ a $3,0 \mu\text{m}$) (Jensen, 2005).

Da radiação total que incide sobre a superfície terrestre parte é refletida, parte é transmitida e parte é absorvida, sendo a porção refletida a que interessa ao sensoriamento remoto. Essa, por sua vez, sofre novamente interferência da atmosfera antes de chegar ao aparelho sensor e ser registrada (**Figura 1**), alterando as medidas espectrais (Jensen, 2005).

A radiação quando em contato com os elementos constituintes da atmosfera pode sofrer espalhamento, absorção e emissão. O espalhamento pode ser Rayleigh, Mie e não seletivo (Latorre, 2002; Moreira, 2005), ou seja:

a) espalhamento Rayleigh: é causado pelas partículas gasosas constituintes da atmosfera terrestre, pois o diâmetro das partículas é muito menor que os comprimentos de onda da radiação espalhada, sendo proporcional ao inverso da quarta potência do comprimento da onda. Esse tipo de espalhamento explica o motivo da sensação visual azulada do céu durante o dia e a avermelhada no crepúsculo e por do sol;

b) espalhamento Mie: o diâmetro das partículas é da mesma ordem de grandeza do comprimento de onda. Esse tipo de espalhamento ocorre quando há partículas sólidas suspensas na atmosfera, os chamados aerossóis. Geralmente ocorre na primeira camada da atmosfera onde as partículas estão em maior quantidade, principalmente em grandes centros urbanos e em áreas rurais devido à ocorrência de queimadas. São comuns na época de menor índice pluviométrico, já que a chuva retira estes constituintes da atmosfera; e

c) espalhamento não seletivo: espalha todos os comprimentos de onda na mesma intensidade. Este tipo de espalhamento ocorre quando o tamanho das partículas é muito maior do que os comprimentos das radiações eletromagnéticas incidente, sendo responsável pela aparência branca das nuvens.

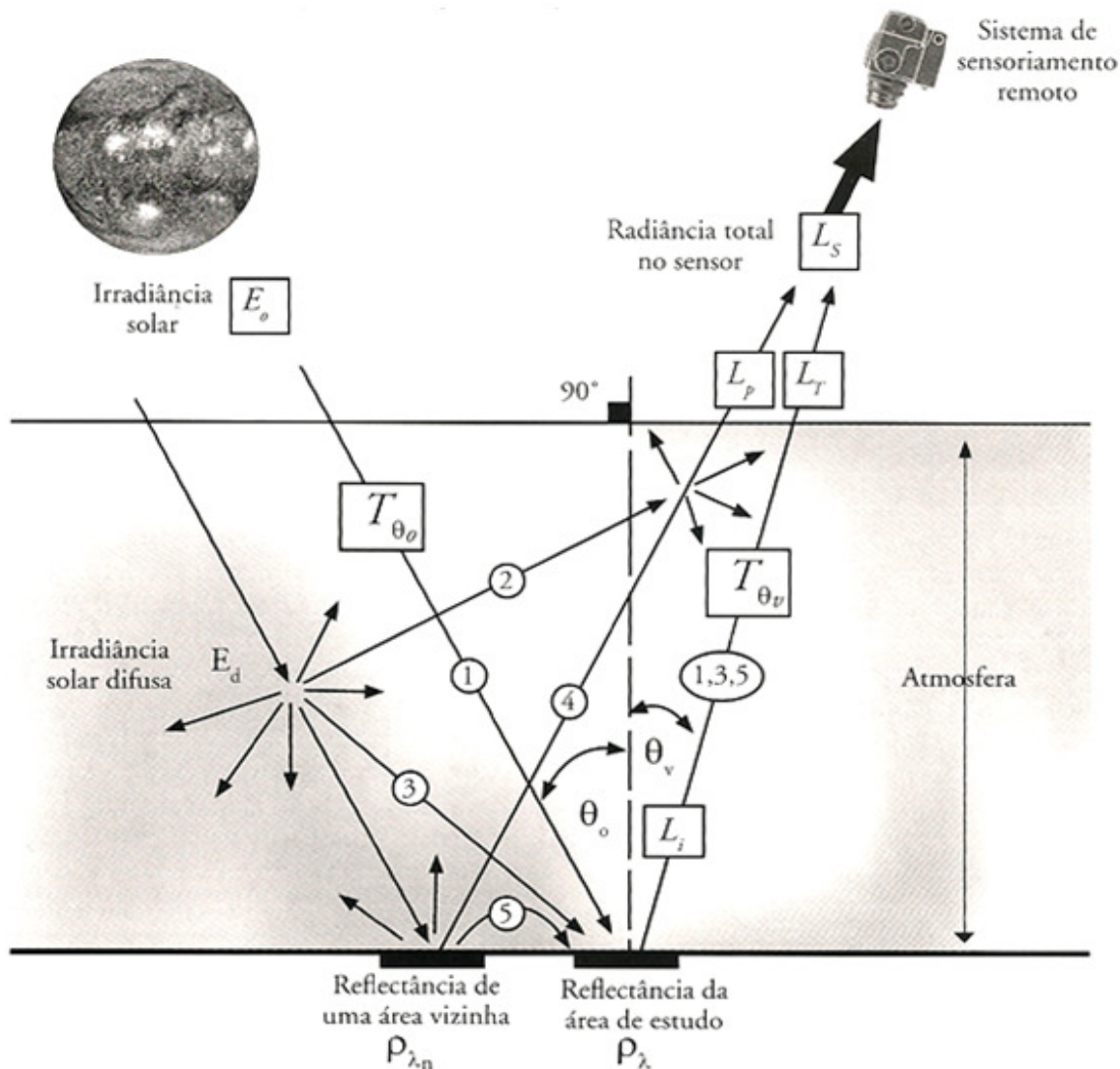


Figura 1. Interações da energia solar com a atmosfera antes de chegar ao sensor.

Fonte: Jensen (2005)

A absorção atmosférica é causada principalmente pelos componentes moleculares existentes na atmosfera (O_2 , O_3 , H_2 , H_2O , CO_2 e CH_4) que atuam sobre a REM de diferentes formas, em função das diversas regiões do espectro (Jensen, 2005) (**Figura 2**).

Segundo a Lei de Kirchhoff “*Todo gás que absorve radiação de certo comprimento de onda emite radiações no mesmo comprimento de onda*”. Esta lei é válida para objetos em equilíbrio térmico com o ambiente em que se encontram (Schowengert, 2007).

Segundo Jensen (2005), as curvas espectrais dos solos sem vegetação apresentam, no intervalo espectral correspondente ao azul, valores de reflexão baixos, os quais aumentam continuamente em direção da luz vermelha, do infravermelho próximo e do infravermelho médio. Por isso, as características de solos puros podem ser analisadas nessas bandas. Os parâmetros constantes, como tipo de mineral, granulação e conteúdo de material orgânico, assim como os parâmetros variáveis, como umidade do solo e rugosidade de superfície, influenciam a resposta espectral.

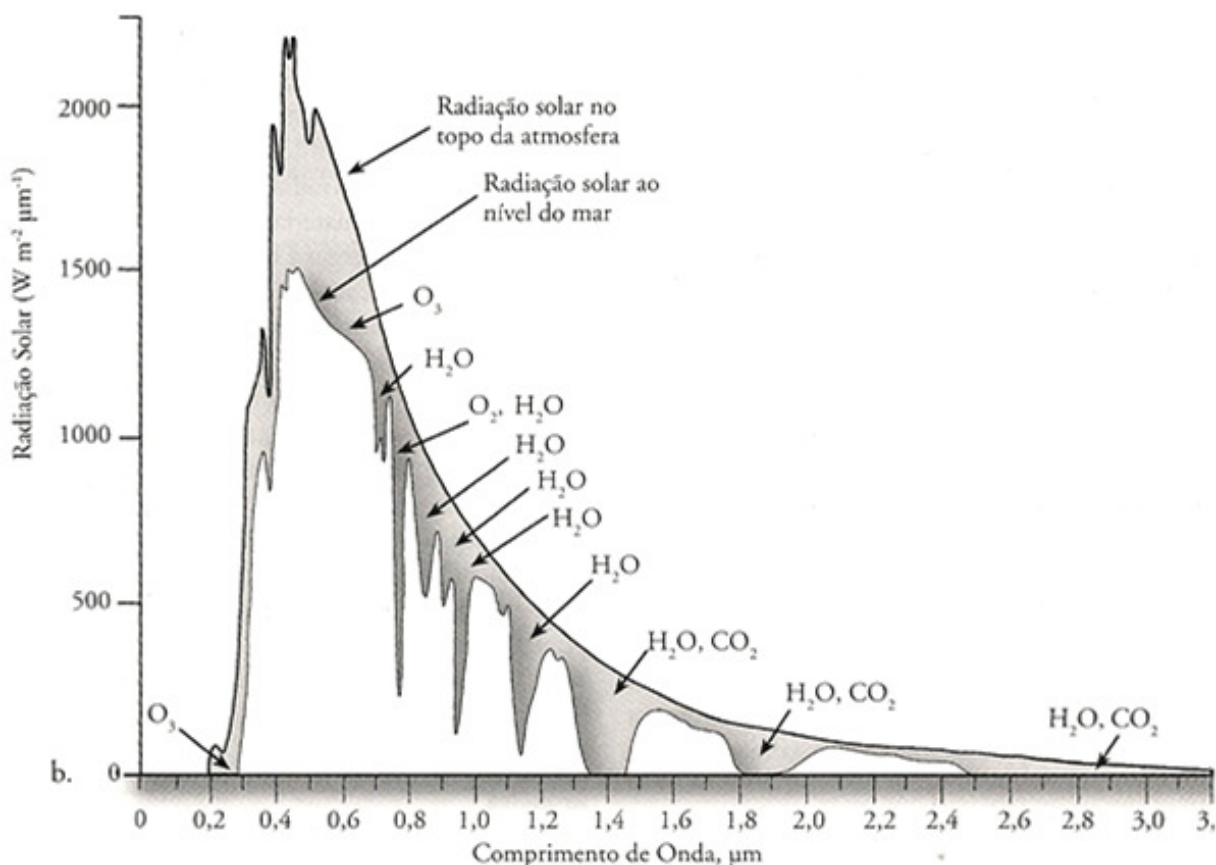


Figura 2. Espectro solar com as bandas de absorção/interferências atmosférica.

Fonte: Jensen (2005).

Segundo Moreira (2005), são diversos os parâmetros que influenciam a radiação refletida da superfície, sendo os mais importantes os óxidos de ferro, a umidade, a matéria orgânica, a granulométrica, a mineralogia da argila e o material de origem, a cor do solo, a capacidade de troca catiônica, as condições de drenagem interna do solo, a temperatura, a localização.

Segundo Souza Junior et al. (2008), os atributos areia grossa, argila, matéria orgânica e cor mostraram boa relação com a variação da reflectância dos solos. O aumento no teor de matéria orgânica, argila e óxidos de Fe do solo resultam na diminuição da intensidade de reflectância do solo. Em contrapartida, o incremento do teor de areia quartzosa aumenta a reflectância. Ao longo das vertentes, observaram-se variações nos dados espectrais dos solos, que permitiram diferenciar classes de solos distintas. O comportamento espectral dos solos em profundidade mostrou-se relacionado principalmente com o teor de matéria orgânica das camadas e com as variações nos teores de argila (e areia) ao longo do perfil. Solos de diferentes ordens taxonômicas, ou solos de mesma ordem, porém com classes texturais diferentes, apresentaram diferenças no comportamento espectral, podendo assim ser discriminados por sensoriamento. As informações espectrais do sensor terrestre foram mais detalhadas, permitindo monitorar variações das características dos solos também em profundidade.

Na Tabela 1 são apresentadas as bandas do Sensor TM do satélite LANDSAT-5 e as diversas aplicações de cada banda.

Tabela 1: Principais características e aplicações da radiação eletromagnética, correspondentes às bandas do sensor TM do Landsat-5.

Banda	Faixa espectral (μm)	Principais aplicações das bandas "TM" do Landsat
1	(0,45 – 0,52) Azul	Apresenta grande penetração em corpos d'água, com elevada transparência, permitindo estudos batimétricos. Sofre absorção pela clorofila e outros pigmentos da planta. Apresenta sensibilidade à pluma de fumaça oriundas de queimadas ou outra atividade industrial. Pode apresentar atenuação atmosférica. Aplicação: Oceanografia, Agricultura etc.
2	(0,52 – 0,60) Verde	Apresenta grande sensibilidade à presença de sedimentos em suspensão, possibilitando sua análise em termos de quantidade e qualidade de água. Boa penetração em corpos d'água.
3	(0,63 – 0,69) Vermelho	Região de forte absorção pela vegetação verde. Permite bom contraste entre áreas ocupadas com vegetação e aquelas sem vegetação (solo exposto, estradas e áreas urbanas). Permite análise da variação litológica em locais com pouca vegetação. Apresenta bom contraste entre diferentes tipos de cobertura vegetal (exemplo: campo, cerrado e floresta). Permite o mapeamento da rede de drenagem através da visualização da mata de galeria e entalhamento dos cursos dos rios em regiões com pouca cobertura vegetal. É a banda mais utilizada para delimitar a mancha urbana.
4	(0,76 – 0,90) Infravermelho próximo	Permite o mapeamento de corpos d'água, pela forte absorção da energia nesta região pela água. A vegetação verde, densa e uniforme, reflete bastante a energia, aparecendo nitidamente tom de cinza claro nas imagens. Apresenta sensibilidade à morfologia do terreno, permitindo a obtenção de informações sobre a geomorfologia, solos e geologia. Serve para separar áreas ocupadas com vegetação que foram queimadas.
5	(1,55 – 1,75) infravermelho médio	Apresenta sensibilidade ao teor de umidade das plantas, servindo para observar estresse na vegetação, causado por deficiência hídrica. Essa banda sofre perturbações em caso de ocorrência de chuvas antes da obtenção da imagem pelo satélite.
6	(10,4 – 12,5) infravermelho termal	Apresenta sensibilidade aos fenômenos relativos aos contrastes térmicos, servindo para detectar propriedades térmicas de rochas, solos, vegetação e água.
7	(2,08 – 2,35) infravermelho distante	Apresenta sensibilidade à morfologia do terreno, permitindo obter informações sobre geomorfologia, solos e geologia. Essa banda serve para identificar minerais com íons hidroxilas. Potencialmente favorável à discriminação de produtos de alteração hidrotermal.

Fonte Moreira (2005).

Dentre as várias aplicações da tecnologia de sensoriamento remoto, o mapeamento de uso da terra e cobertura do solo se destaca como umas das mais importantes nos últimos anos. Isso se deve, principalmente, à rapidez, à precisão e à periodicidade com que as informações podem ser obtidas (seja em escala global, nacional ou local), possibilitando, dessa forma, o planejamento urbano e de desenvolvimento econômico regional, a detecção de povoados e a análise desses padrões, estimativas de população, entre outras aplicações (Henderson & Xia, 1998).

O incremento do uso de imagens orbitais é consequência, principalmente, do baixo custo de seus produtos, fato comprovado quando comparados aos tradicionais métodos fotogramétricos e topográficos, como a utilização de fotografias aéreas. Roseto & Rosa (2007) citam, como exemplo, os satélites da série Landsat, SPOT, CBERS, IKONOS II, QUICKBIRD, TERRA e AQUA como os mais utilizados.

Para Rocha (1997), o conhecimento do uso da terra é cada vez mais importante para uma nação solucionar os problemas decorrentes do hábito do desenvolvimento ao acaso, de maneira incontrolada, provocando assim a deterioração ambiental, destruição dos solos e de terras agricultáveis e a perda do habitat da fauna silvestre. O uso e a ocupação das terras são temas básicos para o planejamento ambiental, porque retrata as atividades humanas que podem significar pressão sobre os elementos naturais. Em geral, as formas de uso e ocupação são identificadas (tipos de uso), espacializadas (mapa de uso), caracterizadas (pela intensidade de uso e indícios de manejo) e quantificadas (percentual de área ocupada pelo tipo). Essas informações não devem ser apenas da situação atual, mas sim das mudanças recentes e históricas da área de estudo (Santos & Cardoso, 2007).

O processo de detecção de mudanças de um objeto ou fenômeno é feito por intermédio da identificação das diferenças entre dois conjuntos de imagens tomadas da mesma área em diferentes épocas. As mudanças resultam das alterações nos valores de radiância dos pixels nas imagens tomadas em épocas distintas (Silva, 2004). A partir da utilização desse método, diferentes fenômenos podem ser identificados, como desmatamentos, modificações do uso da terra (substituição de matas nativas por agricultura), queimadas etc.

As interferências impostas pelas condições atmosféricas, devido à ocorrência de absorvância, reflectância e transmitância, impõem a necessidade de tratamento nas imagens que, segundo Moreira (2005), têm objetivo de identificar e extrair informações sobre fenômenos ou objetos do mundo real, possibilitando que as informações nelas contidas sejam mais facilmente percebidas por quem vai analisar. O modelo 6S (*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum*), desenvolvido por Vermote et al., (1997) e adaptado por Antunes (2003), permite corrigir os efeitos atmosféricos de sensores em aeronaves e satélites, levando em consideração a altura do sensor, altitude média do objeto, localização, características atmosféricas de cada banda de cada imagem, em relação ao espalhamento do tipo Rayleigh e Mie e a interações entre eles.

Em sensoriamento remoto, principalmente em trabalhos de identificação do tipo de cobertura, é necessário avaliar a exatidão do processo de classificação. Para isso, existem várias metodologias sendo o Índice Kappa, o mais utilizado para a verificação da exatidão da classificação. Segundo Lunetta & Lyon (2004), esse índice, que assume valores de 0 a 1,0, é utilizado para testar a concordância entre os resultados observados e os classificados em uma tabela de contingência (matriz de erro). Valores iguais a zero (0) indicam nenhuma similaridade (total independência) e valores tendendo a 1,0 indicam igualdade ou total dependência.

2.2 Importância da Vegetação para a Conservação do Solo

Segundo Kazmierczak & Seabra (2007), a estimativa dos recursos físicos de uma área constitui o primeiro passo lógico do manejo racional da terra e das atividades de planejamento. A melhoria das práticas de manejo do solo em áreas suscetíveis aos processos de degradação ambiental requer informações sobre o estado dos recursos existentes, bem como de qualquer mudança ocorrida. A avaliação do grau ou do estado de propensão à degradação ambiental é necessária para: (a) estabelecer a magnitude e a extensão do problema, no sentido de despertar a atenção dos órgãos governamentais e a comunidade local; (b) identificar os impactos da degradação ambiental e compreender a sua natureza e as suas

causas; e (c) definir uma resposta apropriada no planejamento e na seleção de projetos e no estabelecimento de tecnologias para atenuar/suprimir as causas do processo de degradação. Por outro lado, a degradação ambiental pode ser vista como um dos resultados da pressão excessiva do uso das terras, envolvendo componentes espaciais e temporais que resultam na redução da produtividade da biomassa, da biodiversidade, em mudanças na qualidade e disponibilidade de água. Os efeitos podem atingir um tamanho grau de severidade que podem se tornar irreversíveis.

Segundo Santos & Cardoso (2007), os instrumentos de planejamento, uso e ocupação de terras, são meios importantes de se ter boas bases para o desenvolvimento, sem que haja agressão aos recursos naturais, pois havendo um bom planejamento haverá certamente um correto uso e ocupação do solo.

Quanto mais densa a vegetação que cobre um solo, maior é a sua proteção; áreas com cobertura de mata primária e vegetação secundária em estágios avançados de desenvolvimento oferecem mais proteção ao solo do que áreas com vegetação inicial, pastagens e lavouras. Para Silva et al. (2007), a restauração de matas ciliares em áreas em que estas foram removidas e substituídas por pastagens é extremamente importante para a conservação dos solos, dos recursos hídricos e também da fauna da região (Tomazani et al., 2005). Quanto maior a densidade de cobertura do solo, mais protegidos são os solos para os fatores causadores da erosão (Bertol & Miquelluti, 1993).

A vegetação serve como barreira física ao impacto das gotas de chuva (desagregação, salpicamento e encrustamento superficial pela obstrução dos poros), aumento da rugosidade superficial que funciona como o redutor da velocidade, ciclagem de nutrientes e ação cimentante do solo que promove melhorias na estrutura do solo favorecendo a infiltração de água (Pruski, 1998).

A manutenção das áreas de reserva legal e Áreas de Preservação Permanente, que significam importantes barreiras ao escoamento superficial e ao transporte de sedimentos, favorecem a recarga dos aquíferos, aumentam a estabilidade geológica das encostas, topos de morro barranco dos cursos d'água, diminuição do assoreamento das águas superficiais e evitam a proliferação de algas nas águas (Moro et al. 2005).

Para Lopes et al. (1987), o aumento da porcentagem de cobertura do solo proporciona diminuição da velocidade de escoamento superficial da água e, conseqüentemente, da porcentagem de sedimentos transportados. Isso porque os resíduos de culturas depositados na superfície do solo servem de barreiras físicas, retendo sedimentos de maior tamanho que poderiam ser transportados pelo escoamento superficial. Nesse sentido, a caracterização e o mapeamento da vegetação são ferramentas indispensáveis para orientar o planejamento da cobertura do solo, sendo o índice de área foliar um dos principais instrumentos utilizados.

2.3 Índices de Área Foliar (IAF)

Segundo Curran et al. (1992), o índice de área foliar (IAF) caracteriza a arquitetura do dossel e é definido como a área foliar total projetada por unidade de área do terreno. O IAF é uma importante característica biofísica da vegetação podendo ser utilizada na correlação com outros parâmetros. O IAF também está relacionado à capacidade de interceptação da chuva pelo dossel, sendo esta, frequentemente aumentada com maiores valores de IAF (Kergoat, 1998).

Xavier e Vetorazzi (2004) comentam que o IAF é uma das mais importantes variáveis biofísicas da vegetação, e está diretamente relacionado à evapotranspiração, à produtividade das culturas e com a interceptação da chuva pelo dossel. Dossel é conceituado como o conjunto de partes das plantas, plantas e conjuntos de plantas, considerando-se apenas as partes aéreas onde estão localizadas as folhas (Ponzoni, 2001).

Com o desenvolvimento de novas e modernas tecnologias associadas ao sensoriamento remoto surgiram formas de estudo não destrutivas da vegetação para a determinação do IAF. Tais métodos, denominados indiretos, são baseados na radiação eletromagnética que é interceptada pela vegetação (Meneses e Madeira Neto, 2001), e são mais práticos, eficientes e rápidos na determinação dos IAF, quando comparados aos métodos diretos. Por outro lado, não são tão precisos e necessitam de equipamentos adequados para a sua determinação.

Alguns problemas específicos, como o mau uso do solo e a falta de conhecimento relacionado à biodiversidade e à distribuição da vegetação que contribuem para a degradação do ambiente, podem ser identificados utilizando-se índices de vegetação (IV) que são determinados por meio de sensoriamento remoto e apresentam correlação com os índices de área foliar (IAF).

2.4 Índices de Vegetação (IV's)

Índices de vegetação (IV) são dados obtidos a partir de medidas radiométricas da vegetação e servem de indicadores do crescimento e do vigor da vegetação verde. De acordo com Sellers (1985), variações temporais e espaciais dos IV's apresentam forte correlação com variações de dados biofísicos, como o IAF, a biomassa (Tucker, 1979), a porcentagem de cobertura do solo, a atividade fotossintética e a produtividade. Segundo Moreira (2005), os IVs foram criados com a finalidade de ressaltar o comportamento espectral da vegetação em relação ao solo e a outros alvos da superfície terrestre.

As condições atmosféricas e, principalmente, a cobertura do solo exercem considerável influência sobre os índices de vegetação. Em locais onde a vegetação é mais esparsa a radiação eletromagnética (REM) atinge em maior quantidade o solo; por outro lado, onde a vegetação é densa, a REM chega ao solo em menor quantidade em virtude da interceptação, em maior quantidade, pelo dossel de vegetação (Tucker, 1979).

Os fatores envolvidos na interceptação, absorção e reflexão da radiação solar pelas folhas são os fatores morfológicos. São relacionados à organização espacial das folhas (elementos envolvidos na captação da radiação), ou seja, densidade de cobertura vegetal, distribuição horizontal e vertical de folhas (refere-se à superfície de solo coberta por vegetação) e ângulo de inserção foliar. E que regula o grau de penetração da radiação no interior da copa da planta, e os fatores fisiológicos, que tem caráter funcional (Ponzoni, 2001).

A vegetação é considerada um alvo muito complexo, pois pode apresentar características distintas em uma mesma planta, de folha para folha, como espessura, forma de inserção, posição da folha etc., dificultando, nesses casos, a análise em sensoriamento remoto. Por outro lado, é assentada sobre um substrato constituído de solo e restos vegetais que apresentam propriedades de reflexão próprias (Epiphanyo, 1996).

Diversos fatores influenciam na reflectância dos dosséis das plantas, sendo alguns de caráter externo às plantas e outros de caráter interno. São considerados fatores externos: a influência do sol que é a principal fonte de radiação; a atmosfera e suas características como espalhamento de diversos comprimentos de onda por parte de aerossóis e a absorção pelo vapor da água; o solo como sua reflectância e absorvância, rugosidade superficial, textura e umidade; o sensor com sua sensibilidade espectral, abertura, calibração e posicionamento espacial. Os principais fatores internos são: os parâmetros ópticos (reflectância e transmitância); estruturais (formas geométricas e posicionamento); os componentes da vegetação (folhas, galhos, frutos, flores etc.); a geometria de plantio e parâmetros ambientais como temperatura, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação (Ponzoni, 2001). Quando determinada planta é submetida a um déficit hídrico, ocorrem em seu interior várias reações bioquímicas (como o fechamento dos estômatos) na tentativa de contornar essa situação de estresse (Moreira, 2005).

Um fluxo de radiação incidente sobre o dossel de vegetação estará sujeito a dois processos que são o espalhamento e a absorção. O espalhamento pode ser dividido em duas partes reflectância e transmitância através do dossel. O comportamento espectral da vegetação é o termo utilizado para representar as características de reflectância da REM pelas folhas, plantas individuais e conjunto de plantas, e está associado aos conceitos de reflectância, transmitância e absorvância espectral, sendo que a reflectância é o fenômeno mais utilizado (Menezes & Madeira Neto, 2001).

A folha é o principal elemento constituinte do dossel de vegetação. A reflectância não é a mesma em toda a folha (é maior na face dorsal do que na face ventral) e depende do comprimento de onda (é maior na região do infravermelho que na do visível) (Moreira, 2005).

A reflectância, a transmitância e a absorvância dependem do comprimento de onda, sendo que a reflectância e a transmitância assumem valores mínimos na região do visível, devido à absorção na região entre 400 e 700 nm e passam a ter valores máximos na região do infravermelho próximo, quando a absorção torna-se mínima. Dos três componentes, o mais importante, do ponto de vista fisiológico para a produtividade das plantas, é a absorvância. Já para o sensoriamento remoto, o principal componente é a reflectância, pelo fato de não ser possível de medir a quantidade de radiação que é absorvida pelas plantas a não ser por meio de inferências baseadas nas quantidades refletidas e/ou emitidas pela vegetação (Moreira, 2005). A REM que é emitida pelo sol tem parte refletida, transmitida e absorvida, sendo a parte refletida pelos diversos corpos que estão na superfície do planeta Terra o principal objeto de estudo do sensoriamento remoto. É por meio dessa radiação que é possível, para aqueles que trabalham com imagens de satélite ou fotos aéreas, realizar diversas inferências sobre os mais diversos temas e, dentre eles, podem ser citadas as mudanças no uso e ocupação do planeta Terra, mudanças em áreas plantadas, da poluição de rios, de lagos, do desmatamento (Schowengerdt, 2007).

Os índices de vegetação buscam combinar, sob a forma de razões, as informações contidas na reflectância dos dosséis, nas regiões do vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético. No comprimento de onda do visível (bandas 1, 2 e 3 do sensor ETM+) essa reflectância é marcada por um processo de absorção, ocasionado pela presença de pigmentos fotossintetizantes na vegetação sadia (clorofila e outros). Já no infravermelho próximo, esta relação entre a reflectância e a biomassa verde é diretamente proporcional, podendo variar de acordo com a quantidade de folhas, distribuição e arranjo espacial do dossel (Ponzoni, 2001).

Os IV's são o resultado de operações matemáticas envolvendo as faixas do vermelho (V) e do infravermelho próximo (IVP) do espectro eletromagnético e tem a capacidade de realçar, na maioria dos casos, o comportamento espectral da vegetação e se correlacionam com os parâmetros biofísicos dela, IAF e percentagem de cobertura vegetal. Têm ainda elevada correlação com o vigor da vegetação verde, porcentagem de cobertura do solo, atividade fotossintética e produtividade de culturas agrícolas (Epifhanio, 1996).

A aplicação de índices de vegetação para caracterizar e quantificar determinado parâmetro biofísico de culturas agrícolas tem duas grandes vantagens: a) permite reduzir a dimensão das informações multiespectrais, por meio de um simples número, além de minimizar o impacto das condições de iluminação e visada; e b) fornece um número altamente correlacionado aos parâmetros agrônômicos. Resultam de transformações lineares da reflectância obtidas em duas ou mais bandas do espectro eletromagnético mediante a soma, razão entre bandas, diferença, ou qualquer outra combinação (Moreira, 2005).

Dentre as aplicações de IV's pode ser citada a geração de índices de susceptibilidade à degradação ambiental pelo uso de indicadores que refletem os seus efeitos, promovendo, assim, estimativas quantitativas e não apenas qualitativas dos efeitos dos diversos fatores que agem sobre o ambiente (Kazmierczak & Seabra, 2007).

Segundo Moreira (2005), na literatura são encontrados mais de 50 índices de vegetação, sendo Ration Vegetation index (RVI) e o Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) os mais utilizados. Neste trabalho foi utilizado o NDVI por ser o mais recomendado para análise temporal da vegetação.

2.5 O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

O índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) apresenta valores que variam de -1 a 1, sendo próximo de 1 quanto mais vegetada for a superfície (menor reflectância na faixa do Vermelho (V) e maior na faixa do Infra Vermelho Próximo (IVP)), e mais negativo, quanto menos vegetada estiver a superfície do terreno (maior reflectância no V e menor no IVP) (Souza, 1997; Costa et al., 2007). Xavier (2002) recomenda a utilização do NDVI para trabalhos de estimava do IAF por ser mais fácil de ser gerado quando comparado com modelos lineares de mistura espectral, os quais exigem operações matemáticas complexas. Na **Figura 3** pode ser vista a relação entre o IAF e o NDVI.

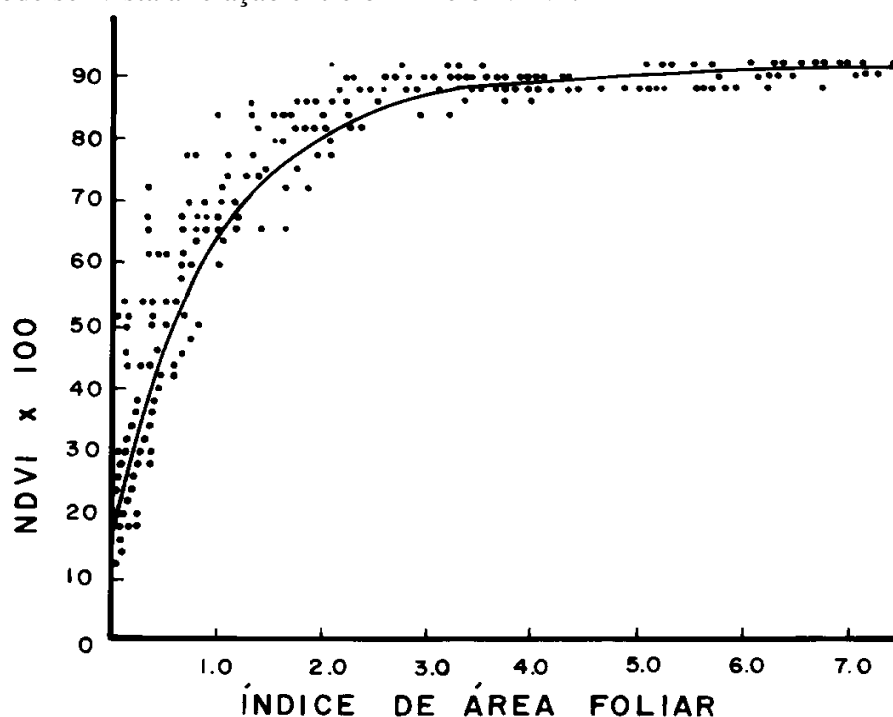


Figura 3. Comportamento do NDVI em função do IAF.

Fonte: Souza (1997)

Rosendo e Rosa (2007), utilizando imagens de três épocas distintas do ano, procuraram determinar mudanças no uso e cobertura da terra com índice de vegetação NDVI. Os autores concluíram que, o índice permitiu detectar diferenças no uso e na cobertura do solo, sendo um bom instrumento de análise da vegetação em nível regional e global, especialmente relacionadas aos estágios fenológicos das pastagens e das atividades agrícolas. Xavier (2002), estudando três índices de vegetação (NDVI, SR (Simple Ratio) e SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index) e suas relações com o índice de área foliar (IAF), concluiu que o índice que apresentou melhor relação com o IAF foi o NDVI, e que SR não diferiu significativamente do NDVI, e o SAVI, por ser mais sensível ao infravermelho próximo, apresentou a pior relação, o estudo foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica próximo à cidade de Piracicaba, no Estado de São Paulo.

Segundo Carvalho Junior et al. (2008), estudando o NDVI, em região de cerrado no Estado de Goiás, concluiu que o NDVI-MODIS é adequado para o monitoramento temporal das fitofisionomias de Cerrado, desde que haja um processo metodológico de otimização da

razão sinal/ruído da imagem. Ainda segundo Carvalho Junior et al. (2006), em outro estudo desenvolvido no Estado de Goiás e sul do Estado de Tocantins, concluiu que o uso do NDVI associado à técnica de “*Minimum Noise Fraction*” (MNF) diferenciou as características sazonais da vegetação e mostrou-se eficaz para a delimitação regional da Mata Seca.

O NDVI é um bom estimador de biomassa e tem boa correlação com o teor de umidade da planta. A utilização do NDVI tem grande diversidade de aplicações, uma delas a obtenção da área plantada por uma determinada cultura agrícola como é o caso da cana-de-açúcar, no Estado de São Paulo, que foi muito eficiente (Pontes, 2006; EMBRAPA, 2009).

O NDVI e o RVI (Índice de Vegetação Reverso) têm equivalência funcional, mas o primeiro é mais sensível à vegetação esparsa do que o segundo, e por isso utilizado para o cálculo do índice de vegetação. De acordo como Moreira (2005), inicialmente é realizada a medida de reflectância e a transferência dos dados para o computador, onde são feitas a calibração e intercalibração, obtendo-se finalmente o fator reflectância. O NDVI é a diferença da reflectância no infravermelho próximo (banda 4 do sensor temático do Landsat 5 e 7) e reflectância no vermelho (banda 3 do sensor temático do Landsat 5 e 7). Essa diferença é então normalizada pela soma das duas reflectâncias.

Conforme exposto anteriormente, é possível verificar que os altos valores de NDVI indicam alta atividade fotossintética ou a presença de vegetação abundante, enquanto que baixos valores indicam baixa atividade e, conseqüentemente, presença de vegetação esparsa ou ausência total de vegetação. No último caso, a vegetação é substituída por usos distintos, como regiões de solo exposto, plantações que foram implantadas recentemente, entre outros.

Segundo Verstraete et al. (1996), os valores numéricos dos índices de vegetação são diferentes para cada instrumento de sensoriamento remoto, mesmo se estiverem imageando simultaneamente o mesmo local, devido às diferenças nas respostas espectrais do sensor. Assim, os índices de vegetação são específicos para cada sensor ou classe de sensores similares, para os quais foram desenvolvidos. Verstraete et al. (1996) comentam que diferenças significativas entre os sistemas de sensores, se não corrigidas, podem, significativamente, preconceber a estimativa de algum parâmetro biofísico derivado deles. Conclui-se que as bandas espectrais de diferentes sistemas de sensores não são exatamente equivalentes. As premissas e proposições apresentadas em estudo de Verstraete et al. (1996), avaliando diversos modelos para interpretar dados de radiação coletados através de sensoriamento remoto, apontam ainda que os índices de vegetação baseados na reflectância da superfície podem ser corrigidos pelos efeitos da banda espectral com uma precisão em torno de 0,02. Outro fator que pode afetar a relação de NDVI de diferentes sensores é a senescência da vegetação.

Steven et al. (2003), que desenvolveram três experimentos, sempre simulando o NDVI utilizando os sensores AVHRR, ATSR-2, Landsat MSS, TM, e ETM+, SPOT, e SPOT-4 HRV, IRS e IKONOS para os três experimentos. O primeiro experimento foi conduzido na Inglaterra, na estação experimental de Brooms Barn, onde trabalharam com a cultura da beterraba açucareira. O segundo, no norte da França, em Thiverval-Grignon, onde também trabalharam com a cultura da beterraba açucareira. E o terceiro foi conduzido no sul da França, em Montfavet, com a cultura do milho, e conclui-se que existe pequena diferença entre o NDVI obtido nos diferentes sensores.

Não existem resultados conclusivos se há diferença de valores do NDVI obtidos de diferentes sensores orbitais.

2.6 Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Os sistemas de informação geográfica (SIG) são ferramentas que permitem trabalhar com informação espacial, integrando e sobrepondo vários tipos de informação. Segundo Rosendo & Rosa (2007), a utilização de produtos e técnicas de sensoriamento remoto e SIG

nas análises ambientais têm se tornado uma prática cada vez mais frequente entre as diversas áreas de pesquisa. No caso do uso da terra e da cobertura vegetal, estas técnicas contribuem de modo expressivo para a rapidez, eficiência e confiabilidade nas análises que envolvem os processos de degradação da vegetação natural, fiscalização dos recursos florestais, desenvolvimento de políticas conservacionistas, bem como vários outros fatores que podem ocasionar modificações na vegetação.

Campos (2006) afirma que os SIG se apresentam como uma adequada ferramenta visando à determinação da capacidade de uso das terras, facilitando e agilizando o cruzamento dos dados digitais, além de permitir o armazenamento dos dados que poderão ser utilizados para outras análises em futuros planejamentos geoambientais. Associado a isso, Santos & Klamt (2004), verificaram que, as ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto podem ser utilizadas para auxiliar na gestão agroecológica, uma vez que é possível a sobreposição de planos de informação definindo e delineando áreas indicadas aos diferentes usos, subsidiando o planejamento de áreas rurais.

O grande volume de informações a ser utilizado para obtenção de mapas de suscetibilidade do meio físico ao processo de erosão, preconiza o uso de um banco de dados acoplado a um SIG. Por meio do SIG, obtém-se a sistematização de diferentes fontes de dados em planos de informação (PI), como: solos, geologia, topografia, uso/cobertura vegetal etc. (Lima et al, 1992). Segundo Silva et. al. (1993), a integração de dados de solos com dados de sensoriamento remoto, por meio de um sistema de análise georreferenciada, permitiu detectar, entre os anos de 1958 a 1985, mudanças de uso da terra em solos sob florestas em Ubajará, Estado do Ceará. Os autores afirmaram que a utilização desses sistemas de análise foi importante na visualização das variações espaciais e temporais de uso da terra, melhorando o armazenamento e transferência de dados para decisões que conduzam à conservação do solo e água pela preservação das florestas em solos inaptos às culturas. A utilização de técnicas de sensoriamento remoto e SIG e do conhecimento das bacias hidrográficas aumentam a possibilidade na quantidade e na qualidade de aplicações, principalmente, em questões ambientais, hidrológicas, planejamento local e regional.

2.7 Bacias Hidrográficas

Botelho (1999) chama a atenção para a bacia hidrográfica como unidade natural de análise de superfície terrestre, onde é possível reconhecer e estudar as inter-relações existentes entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua esculturação. Compreendida dessa forma, a bacia hidrográfica passa também a representar uma unidade ideal de planejamento de uso das terras. Tendo sua delimitação baseada em critérios geomorfológicos, as bacias de drenagem levam vantagens sobre unidades de planejamento definidas por outros atributos, cujos traçados dos limites podem ser bastante imprecisos, como, por exemplo, unidades definidas por atributos climáticos, ou ainda, baseadas nos tipos de vegetação, que podem não cobrir a paisagem de modo contínuo.

A quantificação das características físicas de uma bacia hidrográfica é importante para se transferir dados de uma bacia monitorada para uma outra, qualitativamente semelhante, onde faltam dados ou não é possível a instalação de postos hidrométricos (Rosa, 1995).

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas, como a forma, topografia, área, geologia, solo, entre outras. A fim de entender as inter-relações entre a forma da bacia e os processos hidrológicos, torna-se necessário expressar as características da bacia em termos quantitativos, possibilitando um melhor planejamento dos seus recursos naturais (Lima et al., 1992).

Diversas características e critérios devem ser levados em conta na escolha de uma bacia hidrográfica para estudo, podendo ser caracterizados como socioeconômicos e técnicos.

Entre os critérios socioeconômicos deve ser verificada a sua importância e interesse por parte da sociedade em geral, do poder público da região e dos produtores rurais (Rosa, 1995).

Segundo Rosa (1995), uma microbacia experimental deve ser aquela que tenha boa sensibilidade hidrológica, ou seja, que sua área não seja muito grande, para que os resultados dos dados hidrológicos, vazão e escoamento superficial possam ser rapidamente percebidos de acordo com os diferentes tratamentos culturais (manejo da vegetação e ocupação do solo). As informações sobre solo, relevo, vegetação e uso da terra são importantes elementos para se proceder a extrapolação hidrológica de uma bacia à outra área, ou de uma ordem de drenagem inferior à outra superior na mesma bacia.

Segundo Botelho (2005), a utilização de dados climatológicos é necessária para o planejamento do uso e ocupação de bacias hidrográficas, quando esses existirem. O conhecimento de temperaturas médias anuais, temperatura máxima, temperatura mínima e a distribuição da precipitação são dados muito importantes para a análise do potencial erosivo das chuvas e o risco de estiagem.

Buscando modificar o cenário de alterações dos ambientes naturais é necessário elaborar subsídios que possam demonstrar as modificações ocorridas ao longo do tempo. Uma das formas mais utilizadas no estudo da evolução do uso e ocupação do solo dentro de uma bacia hidrográfica é o fornecimento de dados e atributos que indiquem o grau de ocupação, bem como de degradação que aquele ambiente natural se encontra (Santos & Cardoso, 2007).

Segundo Garcez & Alvares (1988), o tipo de cobertura e o uso do solo é muito importante na avaliação do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica. Para Adami et al. (2007), o conhecimento da dinâmica da evolução dos usos e coberturas das terras é essencial para auxiliar a gestão dos recursos naturais, principalmente, em bacias hidrográficas com altas taxas de urbanização devido ao nível de alterações ambientais decorrentes dessa atividade.

2.8 Erosão Hídrica e Perdas de Solo

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1985), uma das principais causas da degradação dos solos em ambientes tropicais e subtropicais úmidos é a erosão hídrica e as atividades que contribuem para o aumento das perdas de solo. A erosão hídrica é um processo natural que ocorre desde os tempos geológicos, porém as atividades humanas tendem a acelerar esse processo tornando seu efeito mais visível.

Segundo Morgan (2005), o custo da erosão dos solos está em torno de 44 bilhões de dólares nos Estados Unidos da América. No Reino Unido, o custo anual é de 90 milhões de dólares por ano, e na Indonésia, pode chegar a 400 milhões por ano.

No Brasil, segundo Pruski (2008), em 1949 eram perdidos cerca de 500 milhões de toneladas de terra anualmente, o que corresponde ao desgaste de uma a cada de 15 cm de espessura em uma área de 280.000 hectares. Atualmente, devido ao aumento da área plantada no Brasil, as perdas de solo superam expressivamente os números acima mencionados. No Paraná, a erosão hídrica constitui o principal problema ambiental, mesmo com muitos esforços para controlá-la.

Os custos financeiros da erosão hídrica no Brasil são muito altos, segundo Bahia et al. (1992), citado por Pruski (2008), podendo chegar a 600 milhões de toneladas de solo agrícola por causa da erosão e do mau uso das terras, isso para o ano de 1992. As perdas de solos estão associadas às perdas de nutrientes da ordem de 1,5 bilhão de dólares.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1985), a erosão causada pelo homem resulta do uso e ocupação inadequados dos solos por atividades agrícolas e/ou urbanas, que aceleram e intensificam os processos erosivos devido às condições induzidas ou modificadas do solo.

As alterações do solo ao longo da paisagem associadas ao manejo empregado conduzem a mudanças nas suas propriedades e características que, por sua vez resultam em

variações na produtividade agrícola (Hernani et al., 2002). Algumas dessas alterações influenciam na redução da retenção da água, no aumento da densidade solo, nas variações dos teores de matéria orgânica, do pH, dos níveis de fertilidade e na profundidade do solo. Estes atributos são complexos e variam temporal e espacialmente dentro de cada campo, e de um campo para outro campo de produção (Souza Junior, 2005).

A erosão hídrica é causada por forças ativas, tais como chuva com características específicas, declividade, comprimento da vertente do terreno e capacidade de absorção de água pelo solo e por forças passivas - como a resistência que o solo exerce sobre a ação erosiva da água e a densidade de cobertura vegetal (Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

A principal causa dos processos erosivos é o uso do solo fora de sua capacidade de suporte. A resistência que o solo exerce à ação erosiva hídrica está determinada por diversas características ou propriedades físicas e químicas, e pela natureza e quantidade do seu revestimento vegetal. (Bertol & Almeida, 2000).

Segundo Pruski (2008), Os processos que caracterizam a erosão hídrica se dão em três fases: desagregação, transporte e deposição. Ao atingir o solo a precipitação provoca o umedecimento dos agregados causando a redução de forças coesivas. Com a continuidade da chuva e o impacto das gotas, os agregados são desintegrados em partículas menores. À medida que a energia cinética da precipitação aumenta, cresce a quantidade de agregados desintegrados. O transporte propriamente dito do solo somente começa a partir do momento em que a intensidade da precipitação excede a taxa de infiltração. Essa por sua vez, tende a decrescer com o tempo, tanto pelo umedecimento do solo como pelo efeito do selamento superficial. Uma vez estabelecido o escoamento, a enxurrada se move morro abaixo, podendo concentrar em pequenas depressões, podendo ganhar velocidade com o aumento do volume da suspensão e da declividade do terreno.

Para encontrar soluções adequadas ao problema da erosão, é necessário pesquisar as inter-relações dos fatores contribuintes, pois, ainda que alguns não se possam modificar diretamente, todos podem ser controlados, compreendendo-se bem a maneira como atuam. Dessa forma, as causas do esgotamento dos solos pela erosão podem ser controladas pela aplicação das práticas conservacionistas, a fim de abranger, com maior amplitude possível, (Pruski, 1998).

Brito et al. (2005), em trabalho na empresa Nipo Brasileira (CENIBRA) S.A., no município de Guanhães, Vale do Rio Doce, região Centro leste do Estado de Minas Gerais, concluiu que os plantios com eucalipto apresentaram valores muito baixos de perdas de solo em relação ao limite de tolerância estabelecido. Os valores foram bastante próximos à floresta nativa (referencial), evidenciando adequação do sistema de manejo e sustentabilidade desses ambientes no contexto de erosão hídrica.

Segundo COGO et al. (2003), a melhoria da fertilidade do solo pela calagem e adubação aumentou muito a produção de fitomassa aérea das culturas e, conseqüentemente, a massa de resíduos culturais, com efeito pronunciado na redução das perdas de solo. Para Volk et al. (2004), as condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo que governam as perdas de solo por erosão hídrica são distintas das que governam as perdas de água pelo mesmo fenômeno.

Para garantir tanto a oferta de alimentos e água como as condições climáticas ideais para nossa sobrevivência, é preciso garantir a manutenção das áreas que não estão degradadas e recuperar as degradadas, adequando as propriedades rurais com a adoção de técnicas e metodologias que visem ao desenvolvimento sustentável (Fujihara, 2002). Daí a necessidade de técnicas cada vez mais aprimoradas para avaliar a sustentabilidade do meio ambiente.

2.9 Relação entre Índices de Vegetação e Perdas de Solo

As condições atmosféricas e, principalmente, a cobertura do solo exercem considerável influência sobre os índices de vegetação (Ponzoni, 2001). Por outro lado, quanto maior a densidade de cobertura do solo mais protegidos são os solos para os fatores causadores da erosão (Bertol & Miquelluti, 1993). Quanto mais chuvosa a estação do ano, principalmente no Brasil central, maior será a densidade de cobertura vegetal, principalmente em área agrícolas e, conseqüentemente, mais protegidos serão os solos (Gurgel et al., 2003).

Em estudo desenvolvido no oeste dos Estados de Minas Gerais e Bahia, Liesenberg et al. (2007) concluíram que existe variação sazonal da vegetação marcada por duas estações bem distintas, que são a seca, de maio outubro, e a chuvosa, de novembro abril. Na primeira, os valores de NDVI são menores, e vice-versa.

Existem diversos estudos relacionando os índices de vegetação com a cobertura dos solos, como o realizado por Morawitz et al. (2006), em estudo desenvolvido no oeste de Washington, em um ambiente de floresta temperada úmida, caracterizado por coníferas com precipitação de 890 a 1550 mm anuais e temperatura variando de 0°C, no inverno, a 32°C no verão. Utilizou-se a variação de valores de NDVI em três bacias hidrográficas em um período de 20 anos, para analisar como foi a evolução da cobertura do solo. Os autores concluíram que a utilização de índices de vegetação é uma ferramenta muito útil na determinação da cobertura dos solos. Porém esse parâmetro, de forma isolada, não pode determinar o tipo de mudança na vegetação ocorrida nas bacias hidrográficas, mas alerta para a quantidade e a qualidade de mudança, que no caso, foi muito maior do que o esperado inicialmente.

Segundo Defries & Townshend (1994), estudando as variações fenológicas entre tipos diferentes de vegetação são registradas por índices de vegetação como é o caso do NDVI. Por sua vez, essas informações podem ser utilizadas para a determinação de cobertura dos solos e que as variações anuais no NDVI podem ser causadas por mudanças na cobertura vegetal decorrentes de alterações no clima ou mudanças na cobertura dos solos.

A eficácia da vegetação em reduzir a erosão depende da quantidade de chuvas erosivas que ocorrem durante o período em que a cultura e as práticas de manejo apresentam uma proteção mínima, que ocorre normalmente no período de implantação (aração, gradagem e plantio) e desenvolvimento inicial das culturas (Feitosa, 2006). Bezerra & Cantalice (2006) comentam que a soma dos efeitos do dossel e do resíduo da cana-de-açúcar promoveram o aumento da rugosidade hidráulica e dos volumes de interceptação vegetal, proporcionando as menores lâminas de escoamento superficial e os maiores volumes de infiltração. Esse efeito refletiu nas menores taxas de desagregação do solo observadas com o aumento da cobertura de solo. Segundo Inácio et al. (2007), em estudo desenvolvido na microbacia hidrográfica do Ribeirão Salomea, compreendida entre as coordenadas 14° 45' e 14° 55' S; 39° 35' e 39° 45' W em área de 5.820 ha, na região sul do Estado da Bahia, em área da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira. A cobertura do solo por pastagem foi eficiente na proteção do solo da erosão em relação ao solo sem cobertura.

Zhou (2008), em estudo na Bacia Hidrográfica Rio Min com área de 23.040 km² situado na província de Sichuan, sudoeste da China, concluiu que a cobertura do solo é um dos fatores que mais influenciam na erosão do solo, podendo a remoção da vegetação potencializar consideravelmente o escoamento superficial e a erosão. O autor observou que em áreas montanhosas com boa cobertura houve redução considerável da erosão, mesmo em locais com muita declividade e com grande comprimento de rampa.

2.10 Modelos de Predição de Perda de Solos

O controle da erosão hídrica torna-se necessário quando a quantidade de solo removida atinge valores acima de um nível considerado aceitável (Amorim, 2004). Segundo Guerra et al. (2005), a degradação dos solos afeta tanto as terras agrícolas como as áreas com

vegetação natural e pode ser considerada, dessa forma, um dos mais importantes problemas ambientais dos nossos dias. Cerca de 15% das terras são atingidas pela degradação e a erosão acelerada dos solos, tanto pelas águas como pelo vento, é responsável atualmente por 56% e 28%, respectivamente, da degradação dos solos no mundo (Guerra et al., 2005). O Brasil não está imune a esses problemas, e grandes áreas do seu território têm sido identificadas com solos bastante degradados. Ainda segundo Guerra et al. (2005), a degradação dos solos está intimamente associada ao avanço da agricultura. O ser humano tem sido inteligente no sentido de produzir alimentos, roupas e aumentar o nível de vida de uma parte da população mundial, mas não tem sido capaz, o suficiente, de associar o desenvolvimento à conservação dos solos.

Para Santos & Klamt (2004), as consequências da má utilização dos solos redundam, em primeiro momento, na sua degradação física, química e biológica, que resultará na gradativa diminuição do seu potencial produtivo. Concomitantemente à desagregação do solo haverá a aceleração do processo de erosão com o posterior assoreamento de rios, barragens, bem como poluição dos recursos d'água por pesticidas e adubos químicos contidos na terra erodida. Para Silva (2002), as consequências diretas da degradação são a redução da produtividade das culturas e problemas ambientais como erosão, assoreamento de cursos de água, falta de água, desertificação e poluição do ecossistema, que culminam na geração de condições de empobrecimento, fome e desemprego. A perda da sustentabilidade do ecossistema pode provocar, entre outros efeitos, o êxodo rural, com o agravamento de problemas sociais no meio urbano. Desse modo, o uso sustentado do solo passa a ser uma questão de sobrevivência das populações.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1985), o conhecimento das perdas de solo, insumos, água e dos fatores que compõem os modelos de predição de perdas de solos são importantes para o planejamento conservacionista, contribuindo para o seu uso sustentável. De acordo com o autor, a erosão envolve processos de extração, transporte e deposição das partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva e escoamento superficial. A sua intensidade depende de inúmeros fatores, tais como: a precipitação que incide sobre o solo, a resistência do solo à ação da chuva, a capacidade de infiltração da água no solo, o grau de proteção do solo contra a ação da chuva, a rugosidade e declividade do solo, o comprimento da encosta e o uso manejo do solo. Portanto, a modelagem adequada do processo erosivo deve considerar a influência desses fatores.

A susceptibilidade do solo à erosão é altamente influenciada por propriedades físicas dos solos, substâncias químicas, propriedades mineralógicas e biológicas e condições hidrológicas da bacia. Porém, algumas propriedades determinam a erodibilidade do solo como o conteúdo de matéria orgânica, sua permeabilidade, porosidade, a estabilidade de seus agregados e a composição química (Pérez-Rodríguez et al., 2007).

Existe um número elevado de modelos de predição de perdas de solos, sendo a USLE, RUSLE, WEPP, MUSLE, SEDD, AGNPS ANSWERS, CREAMS, os mais conhecidos e utilizados. O primeiro modelo de predição de perda de solo foi a USLE (Equação Universal de Perda de Solo), desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978). Segundo Bertoni & Lombardi Neto (1985), a USLE exprime a ação dos principais fatores que influenciam a erosão pela chuva. Tem sido um dos modelos empíricos de predição da erosão mais utilizados, permitindo estimar a perda média anual de solo com base em dados de precipitação, características do solo e do terreno e uso e manejo do solo.

O modelo USLE foi desenvolvido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e 9% de declividade, distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos e com a seguinte filosofia para cada fator: (a) fosse representado por um número apenas; (b) pudesse ser calculado a partir de dados meteorológicos, pedológicos e de parcelas de erosão em níveis regional e

local; e (c) fosse livre de qualquer base geográfica. A USLE foi muito estudada no Brasil, no Estado de São Paulo, por Bertoni & Lombardi Neto (1985).

Segundo Renard et al. (1997), os modelos de previsão de perdas de solos são ferramentas muito importantes para calcular as perdas de solos em áreas que não foram alteradas pelo homem, em terras que sofreram alterações e estão sendo utilizadas e também em áreas que estão em processo de recomposição e que necessitam de acompanhamento para verificar o grau de regeneração.

A RUSLE (“*Revised Universal Soil Loss Equation*”) foi originada de uma revisão realizada no modelo USLE, permitindo estimar a perda de solo média anual causada pela precipitação e o escoamento associados. Embora a estrutura da equação seja a mesma da USLE, vários conceitos da modelagem da erosão baseada na descrição do processo físico foram incorporados na RUSLE para melhorar as previsões de erosão. Mesmo com consideráveis melhorias em relação a USLE, esse modelo ainda apresenta algumas limitações, tais como a sua base empírica, que limita muito sua aplicação para outras condições edafoclimáticas, e a não consideração do processo de deposição, que limita a sua aplicação para grandes áreas, onde o processo de deposição tem importância expressiva (Renard et al., 1997; Amorim, 2004).

A Equação RUSLE pode ser expressa por:

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

em que:

- PS = Perda de solo média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);
- R = Fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$);
- K = Fator erodibilidade do solo ($t \text{ ha h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);
- L = Fator de comprimento de rampa, adimensional;
- S = Fator de declividade de rampa, adimensional;
- C = Fator de uso e manejo do solo, adimensional; e
- P = Fator de práticas conservacionistas, adimensional.

a) Fator R (Erosividade da chuva)

A precipitação é o fator climático de maior importância na erosão hídrica do solo (erosividade), devido à ação erosiva exercida pelo impacto das gotas e pelo escoamento superficial produzido (Pruski, 1998). O total anual de chuva não é o atributo mais importante na determinação do processo de ocorrência da erosão hídrica, mas outras características inerentes a cada chuva como a distribuição do tamanho, a velocidade de queda, o número, o momento e a energia cinética das gotas, bem como a intensidade, a duração e a frequência da chuva. O conjunto dessas características é chamado de erosividade das chuvas que é a capacidade da chuva em provocar a erosão (Pruski, 2008).

As perdas de solo causadas pelas chuvas em áreas cultivadas apresentam elevada correlação com o produto entre duas características das chuvas: a energia cinética total e a intensidade máxima em 30 minutos. Esse produto foi denominado índice EI_{30} , que foi capaz de explicar de 72 a 97% das perdas de solo causadas pelas chuvas (Amorim, 2004). O EI_{30} é o índice que melhor expressa o potencial da chuva em causar erosão, considerando as fases de impacto das gotas da chuva, a desagregação do solo, a turbulência do escoamento e o transporte das partículas de solo (Carvalho et al., 2010).

Na RUSLE a determinação da erosividade, segundo Renard et al. (1997), é feita em períodos de quinze dias, totalizando vinte e quatro períodos de erosividade para cada ano. Isso é feito para melhor captar as variações de erodibilidade e de cobertura dos solos.

b) Fator K (Erodibilidade do solo)

A erodibilidade expressa a resistência do solo à erosão hídrica, sendo dependente, entre outros fatores, dos atributos mineralógicos, químicos, morfológicos e físicos do solo. O fator K é um valor quantitativo determinado em parcelas experimentais de perdas de solo padronizadas, nas quais os demais fatores são mantidos iguais a 1, sendo o fator K dado pela inclinação da curva ajustada entre o índice de erosão e a perda de solo (Irvem et al. 2007; Amorim et al., 2010).

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (1985), a erodibilidade do solo é influenciada diretamente pela taxa de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, resistência às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento. Para Araújo Junior (2003), o fator erodibilidade do solo está associado ao tipo de solo.

Segundo Renard et al. (1997) e Pruski (1998), os solos em geral possuem variabilidade muito grande nas propriedades químicas, físicas, biológicas e morfológicas e, por isso, é esperado que o comportamento em relação ao processo erosivo seja muito heterogêneo. Quanto mais instáveis forem os agregados e menor for a capacidade de infiltração de água no solo, maior será a suscetibilidade do solo à erosão. Solos com maiores teores de silte e areia e pobres em matéria orgânica são mais suscetíveis ao processo erosivo, devido à baixa resistência que oferecem ao desprendimento das partículas durante a precipitação.

A adaptação do fator K para a RUSLE envolveu o desenvolvimento de métodos alternativos. Para isso, dados de erodibilidade de todas as partes do mundo foram revisados e equações de regressão foram desenvolvidas para estimar K como função das características físicas e químicas do solo. Outra mudança foi a relação da variabilidade sazonal do fator K com a erosividade, que na RUSLE é determinada quinzenalmente para que seja possível captar as mudanças nos valores de erodibilidade (Amorim et al., 2010).

c) Fatores LS (Comprimento e declividade de rampa)

De acordo com Pruski (1998), quanto mais íngreme e longa for uma encosta, maior será a concentração do escoamento superficial, logo, maiores devem ser a velocidade e a vazão correspondentes, aumentando a capacidade de transporte de sedimentos. A declividade apresenta um efeito mais expressivo nas taxas de perdas de solo do que a vazão (Pereira, 2003). Segundo Inácio et al. (2007), em estudo desenvolvido na microbacia hidrográfica do Ribeirão Salomea, compreendida entre as coordenadas 14° 45' e 14° 55' S; 39° 35' e 39° 45' W em área de 5.820 ha, na região sul do Estado da Bahia, em área da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, ocorreu aumento das perdas com o aumento dos valores das classes de declividade do terreno, que são maiores em áreas sem cobertura.

Renard et al. (1997) comparando perfis de encosta côncavo, convexo e de declividade uniforme em diversos experimentos em todo o território Norte Americano, concluíram que para pendentes de mesma declividade, sendo um convexo e o outro com declividade uniforme, as perdas de solos nos pendentes convexos podem ser até 30% maiores do que nas declividades uniformes. Comparando rampas de perfil uniforme e côncavo, as encostas de perfil uniforme são mais susceptíveis ao processo erosivo do que as de perfil côncavo. Isso se deve ao fato de quanto mais próximo ao pé da encosta a velocidade da água é maior no caso da encosta de perfil convexo. Segundo Schroeder (1998), as estimativas de perda de solos para RUSLE são mais precisas para rampas que tinham de 10 a 100 metros de comprimento. Já para a declividade, as estimativas são mais precisas para gradientes de até 35% de declividade.

d) Fator C (Uso e manejo do solo)

A forma de determinação do fator C na RUSLE é bastante diferente daquela da USLE, sendo definido como a média da razão das perdas de solo (SLRs), que representa a relação entre a perda de solo ocorrida, em uma dada condição de uso e manejo do solo, e aquela ocorrida numa parcela padrão, em um dado tempo. Para a determinação do SLR é utilizado o método de subfatores, conforme apresentado abaixo (Renard et al., 1997; Kuenstler et al., 1998).

$$SLR = PLU \cdot CC \cdot SC \cdot SR \cdot SM \quad (2)$$

em que:

SLR = A relação entre a perda de solo ocorrida, em uma dada condição de uso e manejo do solo e aquela ocorrida numa parcela padrão em um dado tempo.

PLU = Uso prévio do solo; expressa o efeito residual de culturas anteriores e os efeitos das práticas do manejo sobre o solo.

CC = Cobertura do solo pela copa da cultura; expressa a eficácia do dossel vegetativo em reduzir a energia cinética da precipitação que atinge a superfície do solo, para qualquer tipo de planta, seja ela anual ou perene.

SC = Cobertura da superfície do solo por resíduos;

SR = Rugosidade da superfície do solo; e

SM = Umidade do solo.

Esse método possibilita a aplicação do modelo em locais e/ou situações não contempladas no “Handbook 537” (Wischmeier e Smith, 1978) e também não existem dados experimentais para determinação do fator C em função do uso do solo. O Fator C aumenta à medida que o NDVI diminui. Esse fato é observado em função da diminuição da proteção oferecida pela cobertura vegetal, indicada pela diminuição no NDVI (Feitosa, 2006).

e) Fator P (Práticas conservacionistas)

Segundo Wendt (1998), a eficácia das práticas conservacionistas varia muito de acordo com as condições climáticas, do solo, da topografia, da cobertura e, principalmente, da manutenção que deve ser feita, periodicamente, no sentido de manter as práticas conservacionistas exercendo a sua função. O fator P assume valor próximo a zero, quando são realizadas as manutenções corretas, e até próximo de 1,0, quando tais manutenções não são realizadas. Em condições de campo, a eficácia destas barreiras varia, desde muito eficaz para praticamente ineficazes, dependendo de sua concepção, instalação e, principalmente, da manutenção. Segundo Renard et al. (1997), de todos os fatores da RUSLE, o fator P é o mais sujeito a erros, exigindo cuidados especiais nas suas estimativas.

2.11 Integração de RUSLE e SIG e Mapas de Risco e Potencial Natural de Erosão

Existem diversos trabalhos integrando SIG com modelos de predição de perdas de solos, principalmente a USLE. Com o modelo RUSLE, no entanto, a quantidade de trabalhos publicados é menor.

Tomazoni et al. (2005) integraram os SIG com o modelo USLE para determinação da erosão laminar no sudoeste do Paraná, no ano de 2003. O uso do SIG na avaliação e no monitoramento ambiental em bacias hidrográficas mostrou ser uma ferramenta de grande relevância quanto à caracterização das áreas em seus aspectos físicos e na quantificação da erosão laminar. Segundo os autores, essa integração pode ser utilizada para a determinação de erosão em todo o Estado do Paraná e em outras partes do Brasil.

Em trabalho desenvolvido por Kim et al. (2005), o modelo USLE associado ao SIG foi aplicado a uma grande bacia hidrográfica, de 18,246 km², que ocupa área de Honduras, Guatemala e El Salvador, que tem altitudes variando de 0 até 2700 metros. Os autores

encontraram bons resultados quanto à indicação de áreas susceptíveis a erosão. Os resultados indicam que o exame das práticas agrícolas e da cooperação internacional são ingredientes fundamentais para a redução de perdas de solo e sedimentação na Bacia do Rio Lempa.

Yue-Qing et al. (2008) utilizaram sistemas de informação geográficas e o modelo RUSLE para determinar a perda de solo na província de Guizhou, na China. Os autores comentam que para a determinação das perdas de solos na região por meio do uso de métodos tradicionais, além das dificuldades inerentes ao método, são necessários elevados recursos financeiros e demandam muito tempo. No entanto, esses problemas foram superados quando utilizadas técnicas associando o modelo RUSLE ao SIG, os quais foram eficazes para a avaliação de perdas de solo e risco de erosão. Os métodos e os resultados descritos nesse estudo são importantes para a compreensão da relação entre o risco de erosão do solo e fatores ambientais úteis para a gestão e ordenamento do território onde serão aplicadas práticas de conservação dos solos.

Apesar do potencial de uso de modelos de predição de erosão associados ao geoprocessamento, Hammad et al. (2005), em trabalho conduzido na Palestina, estimaram as perdas anuais de solo, pela RUSLE, em até três vezes superiores em relação à perda de solo medida, sendo, portanto, fundamental o ajuste dos fatores do modelo (K, C e P) às condições locais da área de estudo.

Segundo Montebelo et al. (2005), em trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica do ribeirão dos Martins, afluente do rio Piracicaba, no município de Piracicaba-SP, concluiu que a utilização de mapa de risco de erosão integrado à análise da cobertura do solo fornece informações para a elaboração de planos diretores, contribuindo para o Planejamento Ambiental da área. Segundo Fujihara (2002), em estudo desenvolvido na microbacia do ribeirão Itambi, localizada nos municípios de Ouro Verde e Panorama Estado de São Paulo, conclui que a predição do risco de erosão e do potencial de erosão de uso pela USLE e capacidade de uso da Terra, integrados às rotinas disponíveis em sistemas “populares” de análise de informações geográfica, (ArcView, Idrisi e Liwis) são importantes ferramentas de diagnóstico para o planejamento ambiental na rapidez de simular e analisar diversos cenários.

Segundo Silva (2008), existem diversas formas de determinação da suscetibilidade do meio físico ao processo de erosão. Alguns contemplam parte dos componentes envolvidos no processo, como é o caso do índice de Fournier, que considera somente fatores climáticos (chuva) (Bertoni & Lombardi Neto, 1990) ou ainda o método pedológico, que considera somente parâmetros físicos e químicos do solo, como o nomógrafo de Wischmeier (Wischmeier & Smith, 1978), outros expressam uma informação qualitativa sobre a suscetibilidade, como métodos aerofotogramétricos (Zachar, 1982; Silva et al., 2007).

Tavares et al. (2003), que desenvolveu seu trabalho na bacia hidrográfica do Rio Jundiá - Mirim, localizada no município de Jundiá, no Estado de São Paulo, com área de 6.880 ha e Basic (2004), que efetuou seu estudo próximo a Daruvar, na Croácia Central, obtiveram o plano de informação de risco de erosão (RE) relacionando as perdas atuais de solo (A) com a tolerância de perdas (T).

O potencial natural de erosão (PNE) utiliza parte dos fatores constituintes da USLE e é definido pelo produto dos fatores R, K, L e S, que dependem das condições naturais do clima, do solo e do relevo, respectivamente (Araújo, 1999; Pedro, 2002; Souza et al., 2005; Weil & Sparovek, 2008). Os fatores C e P, por outro lado, são antrópicos e se relacionam com as formas de ocupação e uso das terras.

3 CAPITULO I

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES- RIBEIRÃO DO SACO EM PATY DO ALFERES E MIGUEL PEREIRA, ESTADO DO RIO DE JANEIRO

3.1 RESUMO

A utilização do conceito de bacia hidrográfica para análise ambiental é mais eficiente do que outras formas de análise, com parâmetros como vegetação, solos e clima. O levantamento das principais características da bacia hidrográfica é muito importante quando se pensa em análise temporal de cobertura e perdas de solos. Este capítulo teve o objetivo de caracterizar a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira (Rio de Janeiro), através do levantamento das suas características morfométricas e sua contribuição para a susceptibilidade da bacia no processo erosivo dos solos. A caracterização foi feita utilizando-se o mapa das curvas de nível da bacia hidrográfica, fornecido pelo IBGE, do mapa de solos semidetalhado, fornecido pela EMBRAPA-Solos, e dos dados climáticos, fornecidos pela PESAGRO-Rio. Com esses dados foram elaborados o Modelo Digital de Elevação, o mapa de cotas, e feita toda a caracterização climática e dos solos da área. A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta altitude média de 780,4 m, A área da bacia é de 8.585 ha (85,85 km²) e apresenta coeficiente de compacidade de 1,63 e fator de forma de 0,31. Quanto ao tipo de curvatura, os percentuais para os formatos uniforme, convexo e côncavo foram, respectivamente, de 71, 17 e 12%. O relevo é classificado como plano para 2,21%, suavemente ondulado para 6,14%, fortemente ondulado para 42,79%, montanhoso para 28,5% e fortemente montanhoso para 2,88%. A densidade de drenagem foi de 2,5 km⁻², comprimento do curso de água principal de 16.605 metros e comprimento total da rede de drenagem de 216.893 metros. A rede de drenagem da bacia foi classificada como de quinta ordem. Pela curva hipsométrica pode-se concluir que 60% da área da bacia possui elevação inferior a 780 metros, mesmo assim é bacia, possui grande parte de sua área com relevo fortemente ondulado. O clima foi classificado como Cw segundo Köppen, com variação de 12 °C (junho a agosto) a 30 °C (janeiro a março) e a precipitação pluviométrica de 1.100 a 1.700 mm anuais. A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta relevo com elevado percentual da área classificada como forte ondulado, favorecendo a erosão do solo. Assim, a ocupação da bacia como um todo, de forma ordenada é difícil, fazendo com que a maior parte de sua ocupação esteja localizada próxima aos rios, não respeitando as áreas de mata ciliares importantes para a preservação dos recursos hídricos. A bacia hidrográfica é bem drenada, não apresenta grande variação térmica durante o ano, tendo um clima ameno para a população. A precipitação está concentrada no primeiro e no último trimestre do ano, e o período de seca vai de abril a setembro.

Palavras-chave: Microbacia hidrográfica. Características morfométricas. Características climáticas.

3.2 ABSTRACT

The use of watershed for environmental analysis is more efficient than other forms of analysis, with parameters such as vegetation, soils and climate. The survey of the basin main characteristics is very important when considering temporal analysis of land coverage and soil loss. This chapter aimed to characterizing the watershed Ribeirão Palmares-Saco, in Paty do Alferes and Miguel Pereira (Rio de Janeiro State), through the survey of their morphology and contribution to the basin susceptibility to soil erosion processes. The characterization was performed using a contour map of the watershed, supplied by IBGE, the semi detailed soil map, provided by EMBRAPA-Soils, and climatic data, provided by PESAGRO-Rio. With these data it was produced a Digital Elevation Model, an elevation map, and the characterization of climate and soils of all the area. The watershed Ribeirão Palmares-Saco has an average elevation of 780.4 m, the basin area is 8,585 ha (85.85 km²) and it has the compactness coefficient of 1.63, and a form factor of 0.31. Regarding the type of curvature, the percentages for uniform formats, convex and concave were respectively 71, 17 and 12%. The relief was classified as flat for 2.21%, 6.14% as slightly undulated, strongly undulated for 42.79%, 28.5% as mountainous and strongly mountainous for 2.88%. Drainage density was of 2.5 km², the length of the main water course of 16,605 meters and the total length of drainage network of 216,893 meters. The basin drainage network was classified as fifth-order. According to the hypsometric curve it can be concluded that 60% the area has elevations with less than 780 meters, though it is still a basin and much of the area has strongly undulated relief. The climate was classified according to Köppen as Cw, the temperature ranged from 12°C (June-August) to 30°C (January-March), and rainfall ranged from 1,100 to 1,700 mm annually. The watershed Ribeirão Palmares-Saco has a landscape where a high percentage of the area is classified as strongly undulated, favoring soil erosion. Thus, making a planned and ordered occupation of the basin more difficult, favoring most of the occupation near the rivers, without regarding for the riparian forest, that is important for conservation of water resources. The watershed is well drained, and it has no wide thermal variation during the year, with a pleasant climate for the population. The precipitation is concentrated in the first and last quarter or the year, and the dry season goes from April to September.

Keywords: Watershed. Morphometric characteristics. Climatic characteristics.

3.3 INTRODUÇÃO

A bacia, o objeto de estudo, se localiza na região conhecida como Médio Paraíba do Sul, no Estado do Rio de Janeiro, e é parte da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira.

A história de Paty do Alferes começa entre 1700 e 1725, com a abertura do Caminho Novo para escoamento do ouro de Minas Gerais para o Rio de Janeiro. O nome da cidade descende da combinação do nome de uma palmeira de pequeno porte chamada pelos índios de Patis, que era abundante na região e que ficava as margens do Caminho Novo, com a patente militar de Alferes oriunda de lugar chamado de “Roça dos Alferes”, do início da colonização. Dessa combinação nasceu o nome Paty do Alferes, dado a vila ali fundada em 1820. (www.explorevale.com.br/valedocafe/patydoalferes/index.htm, acesso em 04/05/2011).

A região teve sua ocupação desde mais de 200 anos e, inicialmente, com exploração madeireira, seguida do ciclo da cana-de-açúcar e, posteriormente, do café, ao qual se seguiu à pecuária leiteira. Atualmente, é grande produtora de olerícolas (tomate, repolho, pimentão e pepino), cujo desenvolvimento é justificado pela proximidade ao mercado consumidor e a estrutura fundiária, de pequenas propriedades. Em sua maioria possuem mão de obra familiar, com pequenos agricultores, meeiros e arrendatários. Logo, a preocupação com a preservação dos recursos naturais como solo, vegetação e água é pouca (Ceddia, 2000).

Segundo a EMBRAPA (2000), a região é constituída principalmente de duas formações geológicas da unidade Santo Eduardo e Rio Negro formada por rochas gnáissicas do Pré-cambriano: paragnaisses com predomínio de biotita-gnaisses, por vezes granatíferos; biotita-granada-gnaisses, de textura variada, por vezes porfiroblástica/porfiroclástica, e estrutura bandeada; associados a migmatitos ou rochas discretamente migmatizadas. Os migmatitos do tipo estomático, ou seja, em camadas, são localmente predominantes. Ocorrem faixas de quartzitos e quartzos-xisto, também acontecem faixas de anfibólio-gnaisses, pequenos corpos de anfibolitos, de rochas calcossilicáticas e pequenos corpos de pegmatitos de formatos variados.

Alguns topos aplainados são recobertos por sedimentos argilo-arenosos, correlacionáveis ao Terciário/ Quaternário. Esse material tem pedogênese evoluída e é recoberto por Latossolo Amarelo. Os solos das encostas e parte mais altas desenvolveram-se sobre material de alteração das várias litologias, que podem ter sido retrabalhados no local e material coluvionar e aluvionar. Nas várzeas e fundo de vales ocorrem sedimentos argilo-arenosos colúvio-aluvionar e aluvionares.

A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta, em grande parte, relevo forte ondulado, relacionado à configuração atual da paisagem do sudeste brasileiro, resultado da evolução morfotectônica desencadeada com a separação do continente Sul-Americano do Africano, decorrente de regime distensivo. Esse regime foi responsável por abatimento regional seguido, a partir do Eoceno, de desnivelamentos de blocos por meio de falhas orientadas predominantemente de NE-SW (Ministério do Meio Ambiente, 2007).

O objetivo deste capítulo foi caracterizar a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, através do levantando das suas características morfométricas e a sua contribuição para a susceptibilidade da bacia ao processo erosivo dos solos.

3.4 MATERIAIS E MÉTODOS

A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco está localizada na região sul do Estado do Rio de Janeiro, e é parte integrante da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. A região é conhecida como Médio Paraíba do Sul e se encontra entre as coordenadas 22° 30' 33" e 22° 22' 53" (Sul) e 43° 30' 15" e 43° 20' 50" (Oeste) (Figura 4).

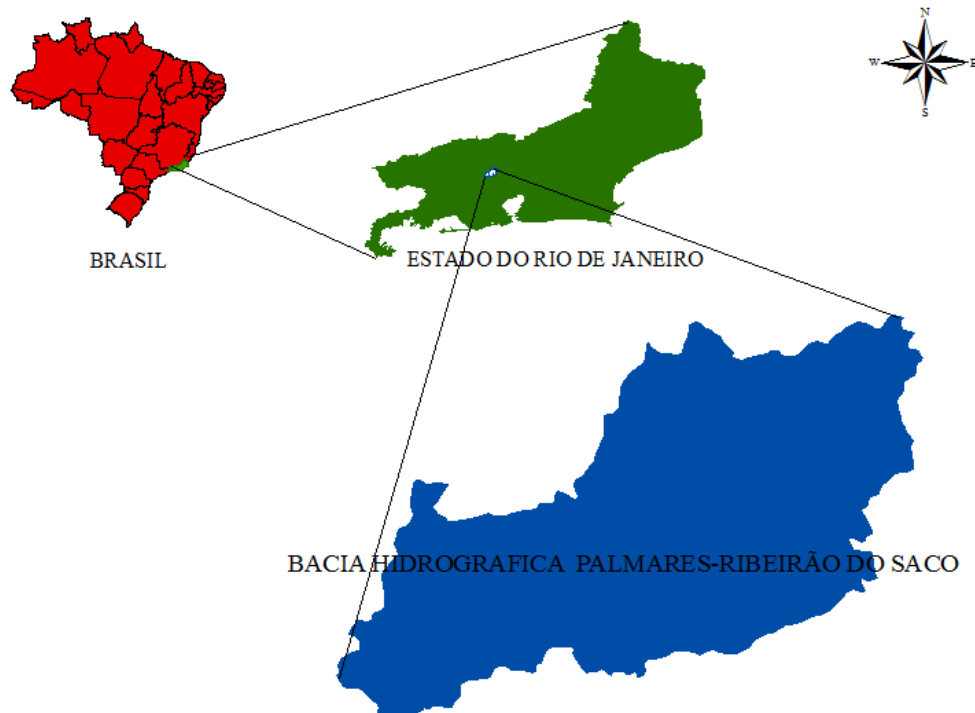


Figura 4. Localização geográfica da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco na cidade de Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ.

3.1.1 Relevo, Base Planimétrica e Características da Rede de Drenagem da Bacia

Com base na intensidade de desnivelamento e grau de dissecação das feições do relevo, Ceddia (2000) individualizou quatro feições geomorfológicas distintas: colinas dissecadas; colinas suaves; degraus e serras reafeiçoados e degraus escarpados. O relevo da região se caracteriza pelos Domínios de Serras, Depressões Colinosas e Zonas de Alinhamentos. O primeiro situa-se ao sudeste, com orientação geral de NE/SW e altitudes entre 800 a 1200m. As depressões colinosas do Córrego do Saco/ Rio Ubá estão localizadas na porção central apresentando orientação geral de NE/SW, com altitude de 450 a 700m. O domínio de degraus reafeiçoados e colinas dissecadas da zona de alinhamento ocorrem no norte e noroeste do município de Paty do Alferes (EMBRAPA, 1998).

A Figura 5 apresenta o mapa de curvas de nível e rios da bacia obtido a partir da digitalização de duas cartas planialtimétricas, na escala de 1:50.000, geradas pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), edição de 1972, e com projeção UTM (Universal Transverse Mercator). O Datum utilizado foi o vertical Ibituba-SC e Datum horizontal Córrego Alegre-MG, correspondentes à Miguel Pereira SF-23-Z-B-I-3 e à Vassouras SF-23-Z-A-III-4..

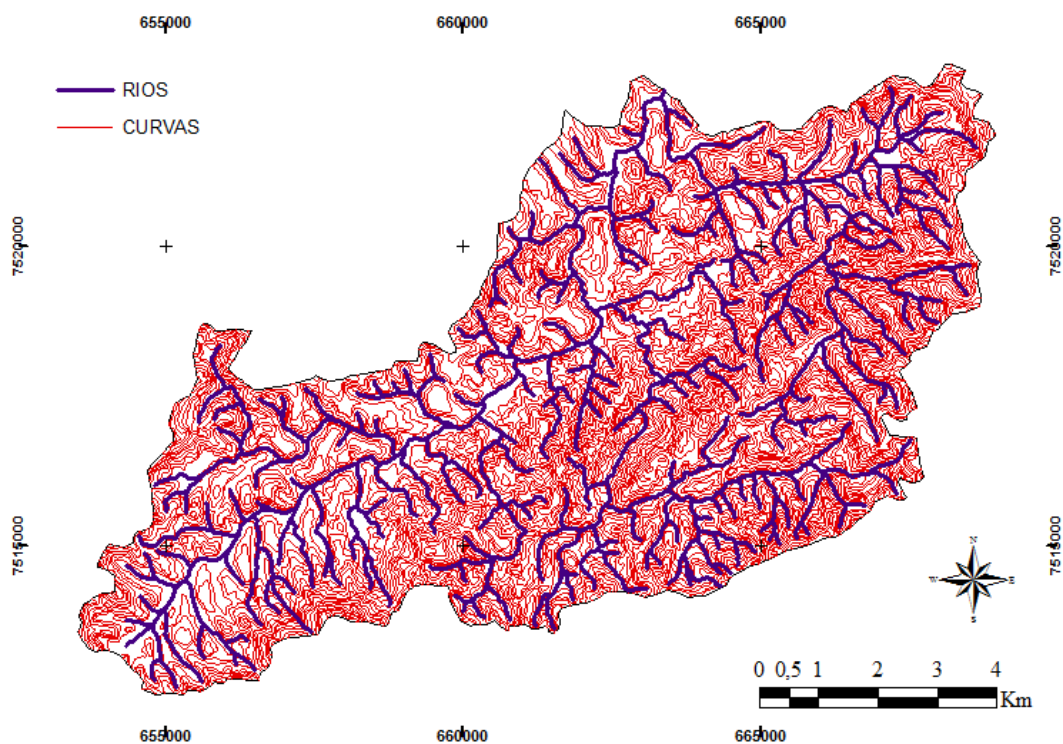


Figura 5. Curvas de nível e hidrografia da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

A partir do mapa das curvas de nível da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco operações no programa ArcGIS foram utilizadas, possibilitando a elaboração do mapa das classes de altitude e também o Modelo Digital de Elevação.

Para caracterização dos cursos d'água foi utilizado o mapa de hidrografia, tendo como principais cursos d'água na bacia o ribeirão do Saco e o rio Ubá, que fornecem água para as cidades de Miguel Pereira e Paty do Alferes. De acordo com a CEDAE (Companhia Estadual de Água e Esgoto), a água captada na estação de tratamento de Paty do Alferes apresenta ótima qualidade, sendo considerada uma das melhores no Estado. Além de abastecimento público, existe na bacia o uso de água para irrigação e dessedentação animal.

Para definir as ordens de drenagem foi usada a metodologia de Strahler (1952), com base nos canais provenientes de nascentes, definidos como de primeira ordem, dando início a uma lógica em que os canais de segunda ordem são formados pela junção de dois canais de primeira ordem, os de terceira ordem pela junção de dois de segunda ordem e assim sucessivamente. A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco é classificada como de quinta ordem. A Curva hipsométrica foi elaborada pela multiplicação do ponto médio das diversas cotas e a área acumulada em Km² das cotas.

A área objeto de estudo foi definida devido à disponibilidade de mapa de solos semidetalhado da área, elaborado pela EMBRAPA-Solos, analisando as características de relevo, dos solos, da vegetação e uso da terra.

3.2.1 Caracterização Climática

A caracterização climática foi realizada a partir de série histórica de dados coletados na estação agrometeorológica de Avelar, pertencente à PESAGRO-RIO, compreendendo o período de 1971 a 2009. A estação (Figura 6) está localizada nas coordenadas 22° 21' S e 43° 25' O, a uma altitude de 507 m.



Figura 6. Estação agrometeorológica de Avelar – PESAGRO- RJ.

De posse dos dados da estação meteorológica foi possível classificar o clima predominante na área da bacia hidrográfica em Cw (Temperado com chuvas de verão), segundo Köppen. A Figura 7 apresenta o comportamento das temperaturas médias, mínimas e máximas ao longo do ano na região. Constata-se uma variação de 12 °C (junho a agosto) a 30 °C (janeiro a março), sendo a região caracterizada por apresentar uma amplitude térmica média praticamente constante ao longo do ano.

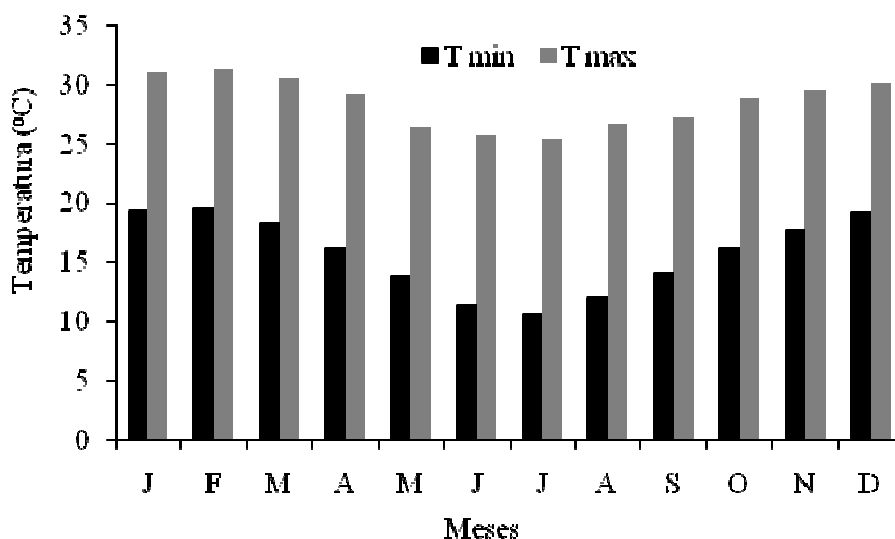


Figura 7. Temperatura mínima média e temperatura máxima média mensal dos anos de 1986 a 2008.

A precipitação pluviométrica varia de 1.100 a 1.700 mm anuais, sendo em média, os meses de janeiro e dezembro os mais chuvosos (em torno de 220 mm) e julho e agosto, os mais secos (em torno de 19,8 mm) (Figura 8).

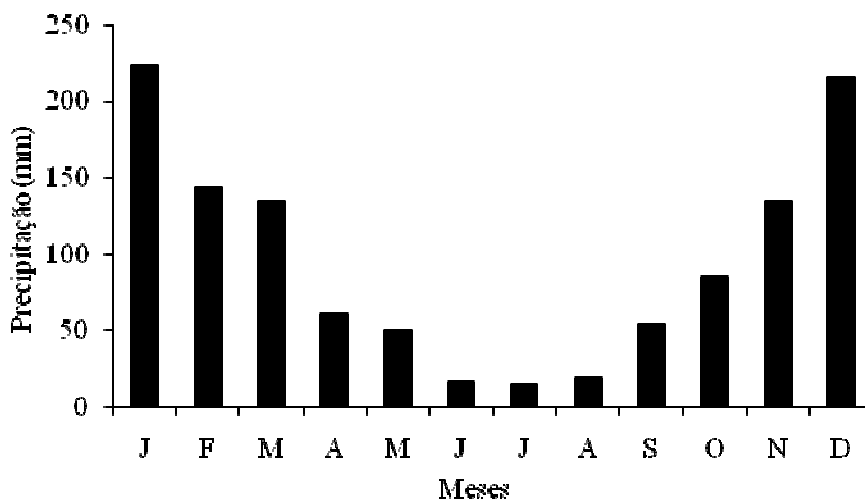


Figura 8. Precipitação média mensal no período de 1986 a 2008.

3.3.1 Solos

A Figura 9 apresenta o mapa de solos da região, elaborado pela EMBRAPA-Solos, com base em levantamento semidetalhado de solos na escala de 1:20.000 (Ceddia, 2000). O mapa foi adquirido no formato “shapefile” e importado para o ambiente de SIG no ArcGIS (ESRI, 2006). Cada unidade de mapeamento foi reclassificada até o segundo nível categórico (subordem) de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

A microbacia é composta por Latossolos, nas áreas mais altas; Argissolos e Cambissolos, nas encostas de transição entre as maiores e as menores altitudes; e nas partes mais baixas há predomínio de Cambissolo, Argissolo e principalmente Gleissolo (Figura 9).

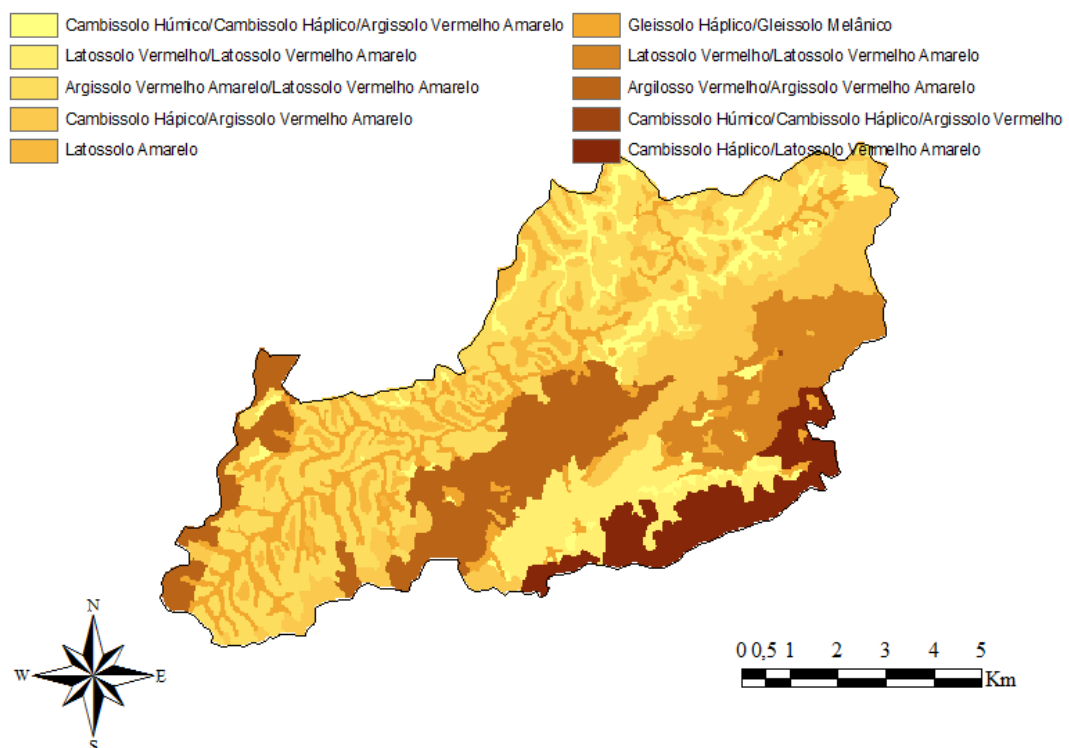


Figura 9. Mapa de solos da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco (Embrapa Solos, 2000).

Segundo Lumbreras et al. (1998), as principais classes de solos na área são: Latossolo Vermelho-Escuro (LE); Latossolo Vermelho-Escuro pouco profundo e câmbico (LE pp e LEc); Latossolo Vermelho-Amarelo (LV); Latossolo Vermelho-Amarelo podzólico e câmbico (LVp e LVc); Latossolo Amarelo (LA); Podzólico Vermelho-Escuro (PE); Podzólico Vermelho-Amarelo (PV); Podzólico Vermelho-Amarelo latossólico (PVI); Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico (PVC); Podzólico Vermelho-Amarelo fase terraço (PV); Cambissolo substrato gnaisse e migmatito (C); Cambissolo e Cambissolo glêico substrato sedimentos colúvio-aluvionares (C e Cg); Glei Húmico e Pouco Húmico (GP e GH); Solo Litólico (R). Ainda segundo Lumbreras et al. (1998), a grande diversidade de solos na região reflete a grande variabilidade da paisagem, onde se verificou a presença expressiva de solos integrados, entre Latossolos, Podzólicos e Cambissolos. Em geral, eles são argilosos (de baixa atividade), bem drenados, de baixa fertilidade natural, com variada espessura do solum e elevada suscetibilidade à erosão, principalmente em função do relevo muito movimentado.

3.4.1 Cobertura Vegetal

Segundo Nasser (2008), a região está inserida no domínio da Floresta Ombrófila Densa, que revestia toda a área da Serra do Mar, desde o nível do mar até altitudes acima de 1.500 metros. Atualmente, a vegetação de floresta reveste os trechos de maior declividade das formações da Serra do Mar. Nas regiões menos acidentadas cedeu lugar a monoculturas, com destaque para plantações de café, cana-de-açúcar e olerícolas. Com o declínio da agricultura, as áreas agrícolas foram substituídas por pastagens e capoeiras, e em determinados locais houve certa regeneração da floresta original com plantas de menor porte (Nasser, 2008).

Segundo a EMBRAPA (1998), as florestas são ocupadas por vegetação secundária em diversos estágios de regeneração, em que as florestas são fragmentadas e perturbadas com muitas plantas originárias de rebrota, indicando exploração seletiva de madeira ou uso agrícola anterior. A vegetação predominante é de floresta tropical subperenifólia em regiões de serra acima de 750m de altitude e de vegetação sucaducifólia no restante da área. Em 1997, a cobertura do solo era composta por: 68,2% de pastagens, 13,5% de florestas, 4,8% de capoeiras, 4,4 de eucaliptos, 3,4% culturas de ciclo curto e 5,7% áreas urbanas.

Na Figura 10 é possível verificar aspectos da vegetação, no Vale do Córrego Maravilha. As áreas mais baixas, próximas ao córrego, são ocupadas por plantações e construções, as encostas por vegetação mais densa, e a região intermediária, entre as encostas e o curso do córrego, por pastagens e plantações.



Figura 10. Vista do vale formado pelo Córrego Maravilha, apresentando os aspectos da vegetação e relevo.

3.5 RESULTADOS E DISCUSÃO

É possível verificar, na Figura 11, que a parte centro-esquerda da bacia, sentido sudoeste para o nordeste, tem menores altitudes, enquanto a porção mais à direita, apresenta maiores altitudes.

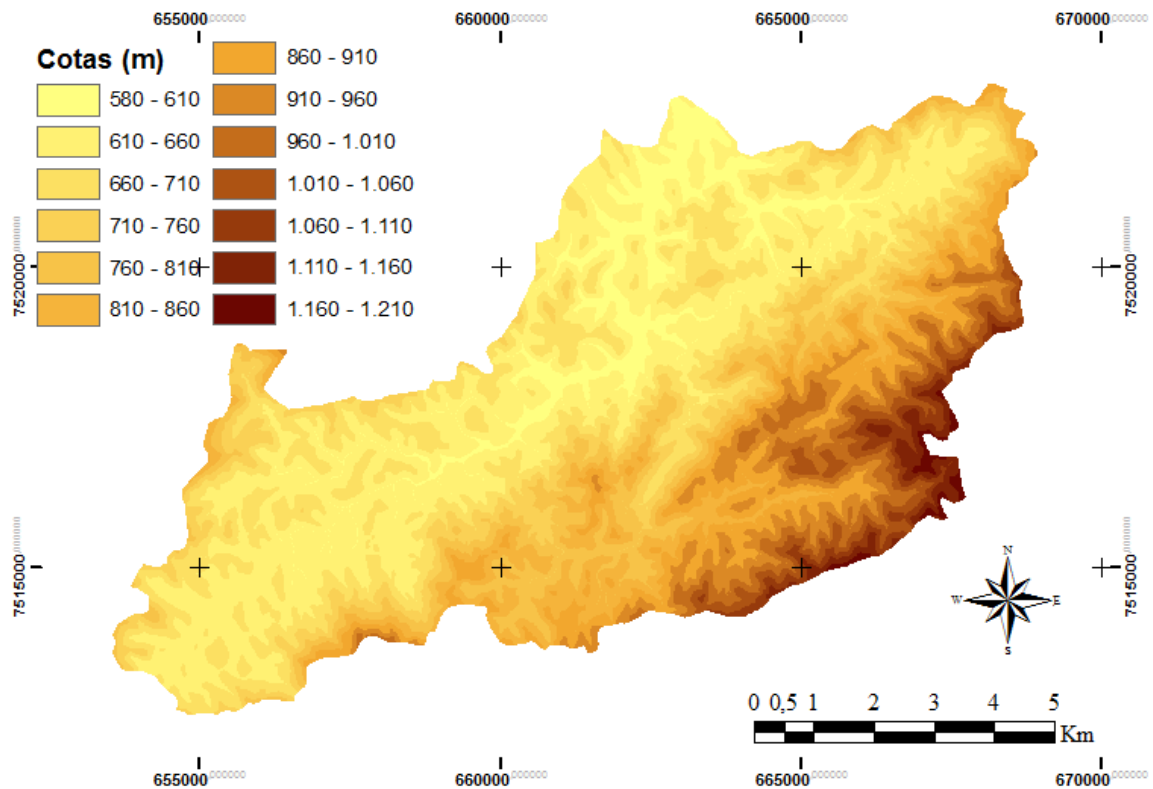


Figura 11. Classes de altitude da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

A bacia apresenta altitude média de 780,43 m, estando a maior parte da área localizada entre 580 a 800 m. Na

Figura 12 é apresentado o modelo digital de elevação. A área da bacia é de 8.585 ha (85,85 km²) e apresenta coeficiente de compacidade de 1,63 e fator de forma de 0,31.

De acordo com a Tabela 2 verifica-se que a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta altos percentuais de declividade, e que sua maior parte é classificada como relevo fortemente ondulado. Quanto ao tipo de curvatura, os percentuais para os formatos uniforme, convexo e côncavo são, respectivamente, de 71, 17 e 12%.

Tabela 2: Classificação do relevo da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco segundo EMBRAPA

Classes de Relevo	Área (ha)	Percentual (%)
Relevo Plano (0 – 3%)	189,80	2,21
Relevo suavemente ondulado (3 – 8%)	527,16	6,14
Relevo ondulado (8 – 20%)	1.499,47	17,46
Relevo fortemente ondulado (20 – 45%)	3.673,88	42,79
Relevo montanhoso (45 – 75%)	2.446,67	28,5
Relevo fortemente montanhoso (> 75%)	247,82	2,88

A bacia apresenta densidade de drenagem de 2,5 km⁻², comprimento do curso de água principal de 16,605 km e comprimento total da rede de drenagem de 216.893,45 metros. A Figura 13 apresenta o mapa da rede drenagem da bacia, classificada como de quinta ordem.

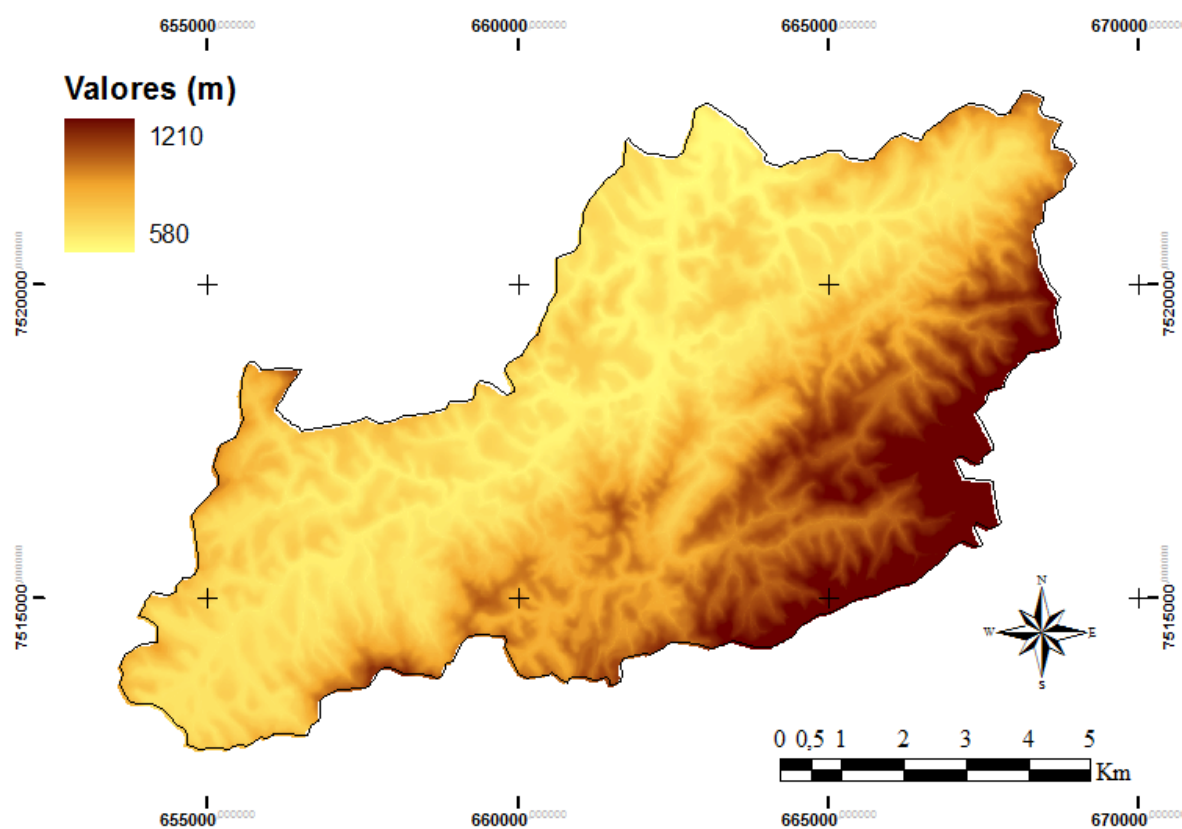


Figura 12. Modelo Digital de Elevação da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

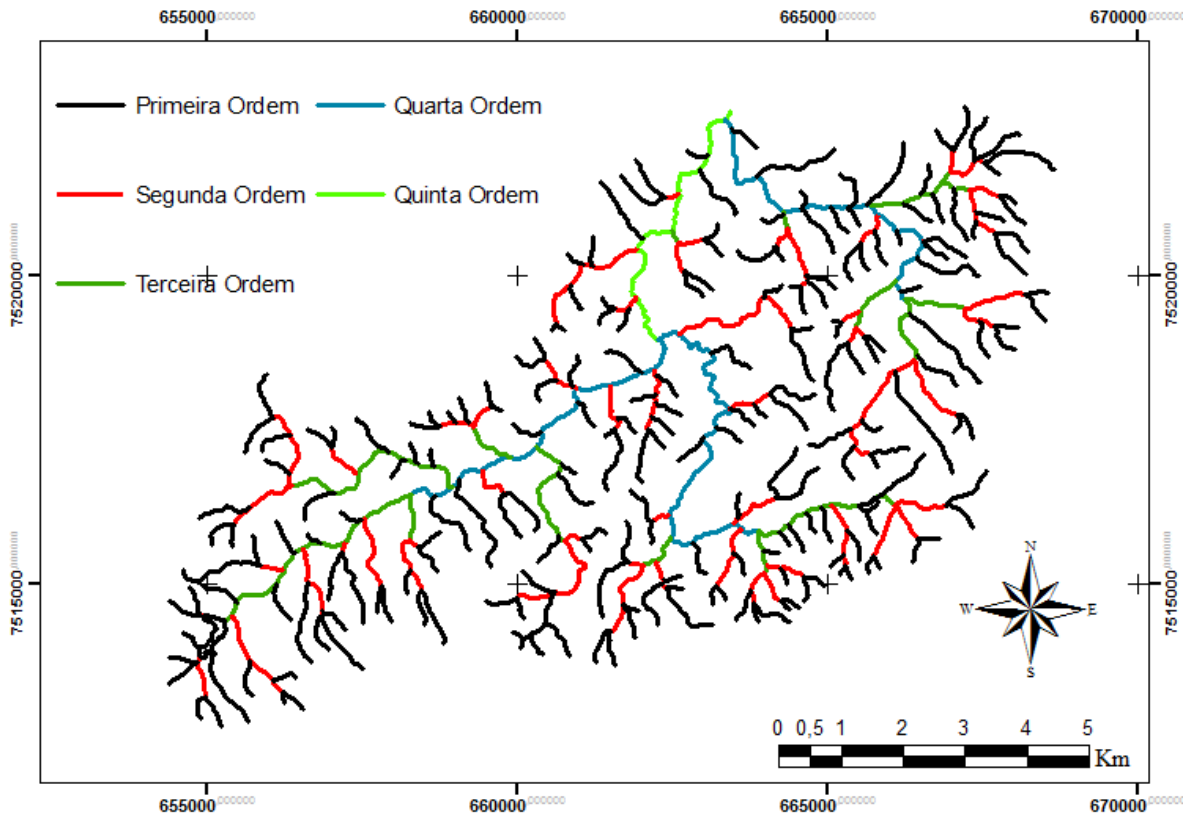


Figura 13. Mapa das ordens de drenagens da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco

A Figura 14 apresenta a curva hipsométrica na qual pode ser constatado que 60% da área da bacia hidrográfica possui declividade inferior à declividade média (780,43 m).

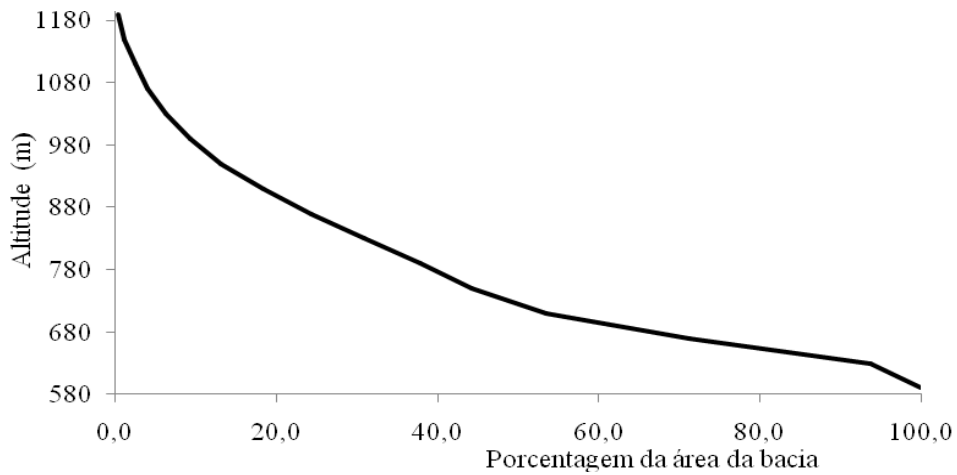


Figura 14. Curva hipsométrica da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

3.6 CONCLUSÃO

A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta relevo com elevado percentual classificado como forte ondulado, favorecendo a erosão do solo, dificultando a ocupação da bacia, como um todo de forma ordenada, e faz com que a maior parte de sua ocupação esteja localizada próxima aos rios, não respeitando as áreas de mata ciliar importantes para a preservação dos recursos hídricos.

4. CAPITULO II

EVOLUÇÃO DA COBERTURA DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO, UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICE DE VEGETAÇÃO.

4.1 RESUMO

A vegetação apresenta importantes funções nos ecossistemas, amenizando as temperaturas extremas em regiões de clima quente, dando suporte à biodiversidade, favorecendo a retenção de água no solo etc. Dessa forma, constitui no principal agente de proteção dos solos contra a erosão. Por outro lado, é o elemento da paisagem com maior possibilidade de alterações antrópicas, que são em grande parte associadas aos impactos ambientais. O presente capítulo teve como objetivo avaliar a evolução da cobertura do solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, localizada nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira, Estado do Rio de Janeiro, no período de 1986 a 2009, utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Para isso, foram utilizadas imagens de satélite dos sensores abordo dos satélites Landsat-5, Landsat-7, CBERS-2 e CBERS 2B, no período considerado. A partir dessas, foram obtidas imagens classificadas do tipo de cobertura para três épocas distintas, além do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), foi empregada a metodologia desenvolvida por Van der Knijff (1999) e pelo NDVI reescalado. Com as imagens classificadas, foi possível constatar um aumento de área com cobertura de floresta, urbanizada e solo exposto, e uma redução de área com pastagens. A utilização de índice de vegetação para analisar a cobertura dos solos é recomendada, proporcionando uma adequada caracterização da cobertura, quando comparada à imagem classificada. As três metodologias utilizadas na determinação da cobertura dos solos pela vegetação apresentaram forte correlação podendo, portanto, ser utilizadas para esta finalidade. A maior expressão da cobertura do solo pela vegetação ocorre de um a três meses após o pico do período chuvoso. A utilização de índice de vegetação (NDVI) para avaliar a cobertura do solo é viável e proporciona adequada caracterização da cobertura, quando comparada à imagem classificada de forma subjetiva. A maior expressão da cobertura dos solos pela vegetação ocorre, em média, de um a três meses após o pico do período chuvoso e não concomitante a ele. A área com cobertura de mata na bacia vem aumentando gradativamente nos últimos anos e os baixos índices pluviométricos têm influenciado, de forma expressiva, os índices de cobertura do solo no ano posterior, dependendo da distribuição da chuva ao longo do ano.

Palavras chaves: Índice de vegetação. NDVI. Fator C.

4.2 ABSTRACT

The vegetation has an important role in ecosystems, mitigating the extreme temperatures in warm climate regions, supporting biodiversity, promoting water retention in soil etc. Thus, it is the main agent of soil protection soil against erosion. On the other hand, it is the element of the landscape most likely to undergo anthropogenic changes, which are largely associated with environmental impacts. This chapter aims at evaluating the evolution of land cover in the watershed Ribeirão Palmares-Saco, located in municipalities of Paty do Alferes and Miguel Pereira, State of Rio de Janeiro, during the period from 1986 to 2009, using remote sensing techniques. For this, they were used satellite images of Landsat-5, Landsat-7, and CBERS-2 CBERS 2B, for the period considered. Classified images were obtained of type of land coverage for three different periods, in addition to the vegetation index (NDVI), obtained by the methodology developed by Van der Knijff (1999) and the rescaled NDVI. With the classified images it was possible to detect an increase in forest area, urban and bare soil, and a reduction in pasture area. The use of vegetation index to analyze land cover is recommended, since it provides an adequate characterization of coverage compared to classified image. The three methods used to determine soil coverage by vegetation were strongly correlated; therefore they can be used for this purpose. The highest expression of the vegetation occurs one to three months after the peak of the rainy season. The use of vegetation index (NDVI) to assess the soil cover is feasible and provides adequate characterization of the coverage, when compared with classified image. The highest expression of soil coverage by vegetation occurred on average one to three months after the peak of rainy season, and not concomitant with it. The area covered by forest in the watershed has being increasing in recent years, and the low rainfall has significantly influenced the land coverage rates in following years, depending on the rainfall distribution throughout the year.

Keywords: Vegetation index. NDVI. Factor C.

4.3 INTRODUÇÃO

Atualmente, com o aumento da densidade demográfica no planeta, é cada vez mais necessária a realização de planejamento de ocupação e do uso do solo, seja em meio urbano ou rural, em nível de municípios, estados ou países (Morgan, 2005).

O uso do solo está relacionado à atividade humana desenvolvida na superfície do planeta, apresentando relação direta com a finalidade para a qual o solo está sendo destinado. A cobertura do solo diz respeito a tudo que está na superfície, ou seja, pela presença de florestas, campos, plantações, rochas, desertos etc.

De acordo com Jensen (2005), há diferença no conceito do uso e cobertura do solo, mas, na maioria dos casos, o termo uso é adotado como se tivesse o mesmo significado. Em relação à cobertura do solo podem ser feitas inferências sem que se tenha o contato direto com a superfície, enquanto para se determinar o uso são necessárias visitas *in loco* e imagens com escalas que apresentem adequado nível de detalhamento (Jensen, 2005). Pode-se dizer que a cobertura está relacionada às feições da superfície do terreno e que pode ser vistas mais facilmente da superfície terrestre.

A cobertura e o uso do solo podem proporcionar uma série de indagações sobre as populações em determinada área, como os aspectos econômicos e sociais (Lillsand et al., 2004). Segundo Ustin (2004), a cobertura do solo está ligada a eventos cíclicos naturais como seca, fogo, atividades vulcânicas e enchentes, enquanto as atividades antrópicas, como rotação de culturas, pastagens, urbanização e agricultura dizem respeito ao uso dado no momento.

Segundo Jain & Das (2009), a utilização de mapas de cobertura, classes e uso dos solos, além de relevo e de hidrografia, é muito importante no planejamento de medidas de conservação dos solos, controle de erosão de prevenção de catástrofes e possíveis problemas ambientais. Segundo Morgan (2005), a vegetação age como uma camada de proteção ou tampão entre a atmosfera e o solo, e os componentes da parte aérea, tais como folhas e caules, absorvem parte da energia das gotas de chuva e do vento, enquanto os componentes abaixo do solo, que compreende o sistema radicular, contribuem para a resistência mecânica do solo.

O mapeamento do fator “C” da USLE, usando sensoriamento remoto pode fornecer informações cruciais para a modelagem espacial da erosão do solo (Meusburger et al., 2010).

Segundo Inácio et al. (2007), em estudo desenvolvido em área da microbacia hidrográfica do Ribeirão Salomea, compreendida entre as coordenadas 14° 45’ / 14° 55’ S e 39° 35’ / 39° 45’ W e apresentando uma área de 5.820 ha, na região sul da Bahia, em área da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira. O clima da área é corresponde ao tipo Am, conforme Köepen, tropical quente e úmido, com estação seca compensada pelos totais elevados. Os autores concluem que a cobertura do solo de pastagem foi eficiente em proteger o solo da erosão em relação ao solo sem cobertura.

Segundo Pinheiro (2002), em trabalho desenvolvido na Estação Agrometeorológica da PESAGRO-RJ, localizada no município de Paty do Alferes, distrito de Avelar, concluiu que o sistema de cultivo mínimo foi o que apresentou maior índice de agregação, quando comparado ao sistema convencional, o sistema de plantio em nível também apresentou uma boa estabilidade dos agregados, diferente do plantio convencional.

As ferramentas de sensoriamento remoto tornam-se cada vez mais importantes para a coleta de dados de campo para efetuar o planejamento da cobertura do solo (Meusburger et al., 2010). Vários fatores têm contribuído para isso, dentre eles: o custo (são mais baratas do que outras formas de coleta de dados tradicionais), maior rapidez na análise, a maior precisão e a menor necessidade de equipamentos de medições do que outras formas de coleta de dados como as medições topográficas. Campos et al. (2004) analisaram a evolução na cobertura do

solo, no município de Botucatu-SP, no período de 1996 a 1999, utilizando técnicas de sensoriamento remoto associadas a sistemas de informações geográficas e concluíram que a integração de ambos auxilia no planejamento e gerenciamento de atividades regionais.

Portanto, o presente capítulo tem como objetivo avaliar a evolução da cobertura do solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira, no período de 1986 a 2009, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e SIG.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Aquisição de Imagens

Para atender o objetivo do estudo foram utilizadas imagens dos satélites LANDSAT-5, LANDSAT-7 CBERS-2 e CBERS 2B (Tabela 3). Em virtude da maior disponibilidade e facilidade de obtenção das imagens LANDSAT, essas foram mais utilizadas, em uma análise temporal de, aproximadamente, 24 anos consecutivos (1986 a 2009). Por outro lado, as imagens obtidas pelos satélites CBERS apresentam melhor nível de resolução espacial, mas carecem de estudos a respeito de sua aplicabilidade em áreas agrícolas e florestais, para o meio ambiente, para estudos de uso e ocupação dos solos rurais e urbanos e hidrologia. Os sensores CBERS são fruto de parceria entre os governos Brasil e China. O CBERS2 foi lançado em 2003 e o sensor CBERS2B, em 2007. Poucos estudos foram feitos da aplicação dos dois sensores, e por isso, são necessários maiores estudos sobre sua aplicação.

Tabela 3: Relação e datas de imagens utilizadas no estudo

Data das imagens TM Landsat-5	Data das imagens ETM+ Landsat-7	Data das imagens CBERS 2	Data das imagens CBERS 2B
28/01/1986	06/06/2001	10/07/2004	07/10/2007
20/05/1986	09/06/2002	31/08/2004	14/02/2008
11/08/1987		26/09/2004	
24/02/1990		30/08/2005	
03/06/1991		08/07/2006	
08/08/1992		07/07/2007	
24/06/1993		23/09/2007	
18/01/1994			
10/05/1994			
29/07/1994			
01/10/1994			
11/04/1995			
16/06/1996			
08/07/1998			
24/05/1999			
27/07/1999			
26/05/2000			
27/04/2001			
29/05/2001			
14/06/2001			
01/08/2001			
22/07/2003			
11/03/2007			
31/12/2004			
11/03/2004			
15/06/2007			
02/08/2007			
04/06/2009			

Fonte: www.dgi.inpe.br/CDSR

A escala adotada no trabalho foi 1:50.000, definida em função das cartas planialtimétricas e de hidrologia geradas pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística), para a região de estudo, que foi selecionada em razão da diversidade espacial e temporal de sua cobertura, associada à diversidade de classes de solo e de declividade.

Todas as imagens foram obtidas gratuitamente junto ao INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Especiais), por meio do site www.dgi.inpe.br/CDSR/, e com as seguintes características: sensor TM Landsat-5, órbita 217, ponto 076; sensor ETM+ Landsat-7, órbita 217 e ponto 076; sensor CCD CBERS 2, órbita 151 e ponto 125; e sensor CCD CBERS 2B, órbita 151 e ponto 125. A Tabela 3 apresenta a relação das imagens e as respectivas datas de aquisição.

4.4.2 Tratamento das Imagens

As bandas das imagens foram transformadas para o formato “raw” (sem cabeçalhos) de 8 bits por meio do software SPRING 4.3.2, desenvolvido pelo INPE, e posteriormente, foram tratadas pelo modelo 6S, cuja saída consistiu em imagens com valores de reflectância da superfície (em formato de 8 bits), prontas para serem georreferenciadas..

Todas as bandas das imagens utilizadas foram tratadas, com exceção das imagens CBERS-2B, por não existir metodologia adequada para correção de efeitos atmosféricos devido à falta de calibração confiável do sensor. Os parâmetros utilizados para a correção das bandas foram a longitude (43° 24' 20,63”) e latitude (22° 26' 38,79”) do centro da microbacia objeto de estudo, altitude média da área de estudo (780 m), o modelo de atmosfera tropical, modelo continental de aerossóis e para visibilidade horizontal de 16 km.

4.4.3 Georreferenciamento

Georreferenciar uma imagem ou um mapa, ou qualquer outra forma de informação geográfica no formato digital é tornar suas coordenadas equivalentes às coordenadas da superfície em um dado sistema de coordenadas, que podem ser planas ou geográficas. Para a execução do georreferenciamento é necessária coleta de pontos no campo utilizando GPS, em locais de fácil visualização nas imagens, em os pontos devem ser identificados por coordenadas (latitude e longitude) conhecidas. No estudo foi utilizado o GPS modelo Promark II. Para todas as imagens foi usado o *datum* horizontal SIRGAS2000, e o georreferenciamento foi feito por meio da função registro do programa SPRING 5.0.4.

4.4.4 Corte das Imagens

Pelo fato de a área contemplada pelas imagens ser maior do que a área da bacia objeto de estudo, foi feito o corte das imagens, utilizando o programa SPRING, na função “Ferramentas - Recortar Plano de Informação”. Os cortes foram realizados individualmente em cada banda de todas as imagens. O primeiro foi realizado exatamente nos limites da bacia, e o segundo, a 1,0 km além do limite do primeiro. O primeiro corte foi utilizado visando à confecção dos mapas (planos de informação) como erodibilidade dos solos, fatores declividade e comprimento de rampa. O segundo corte foi utilizado para o estudo do índice de vegetação, levando em consideração o efeito bordadura.

4.4.5 Índices de Vegetação para cada Imagem

Para todas as imagens foi realizado o cálculo do NDVI, utilizando as bandas 3 (vermelho) e 4 (infravermelho próximo) das imagens (equação 3).

$$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V} \quad (3)$$

em que:

IVP = Reflectância espectral na faixa do infravermelho próximo, adimensional; e

V = Reflectância espectral na faixa do vermelho, adimensional.

A partir das imagens NDVI, foram realizadas duas análises para determinar a cobertura dos solos, segundo metodologia de Van Der Knijff (2000) (item 4.4.8) e do reescalonamento dos valores de NDVI para corresponder ao fator “C” da RUSLE (item 4.4.7). Uma terceira forma de análise da cobertura foi a determinação do tipo de cobertura na janela de classificação de imagens do programa SPRING 4.3.2, conforme descrição abaixo.

4.4.6 Classificação de Imagens

Na classificação supervisionada das imagens adotaram-se os critérios estabelecidos pelo analista, e a fim de minimizar/eliminar a subjetividade, as imagens foram segmentadas, formando grupos de áreas com atributos similares. As etapas para a classificação foram:

a) Criação de imagem segmentada

A segmentação tem como função a divisão da imagem em regiões que devem corresponder às áreas de interesse da aplicação, ou seja, em áreas da imagem que tenham certa similaridade. Segundo Moreira (2005), a extração das regiões é um procedimento em que o algoritmo extrai os atributos estatísticos (médias e matrizes de covariância) do conjunto de regiões definido pela segmentação. A similaridade se baseia na distância Euclidiana entre os valores médios dos níveis de cinza de cada região. Assim, duas regiões são consideradas distintas se a distância entre suas médias for superior ao limite de similaridade escolhido. Aplicaram-se diversos valores de similaridade e os que apresentaram melhores resultados foram similaridade 10 e área de pixel maior que 10. Regiões com área menor que o mínimo escolhido foram absorvidas pelas regiões adjacentes mais similares.

b) Criação do arquivo de contexto e treinamento

Para classificar as imagens foram feitas visitas in loco com GPS para definir o tipo de cobertura e as coordenadas, com auxílio da imagem CBERS 2B-HRC (Figura 15), com resolução de 2,5 m, que possibilita distinção visual da cobertura.

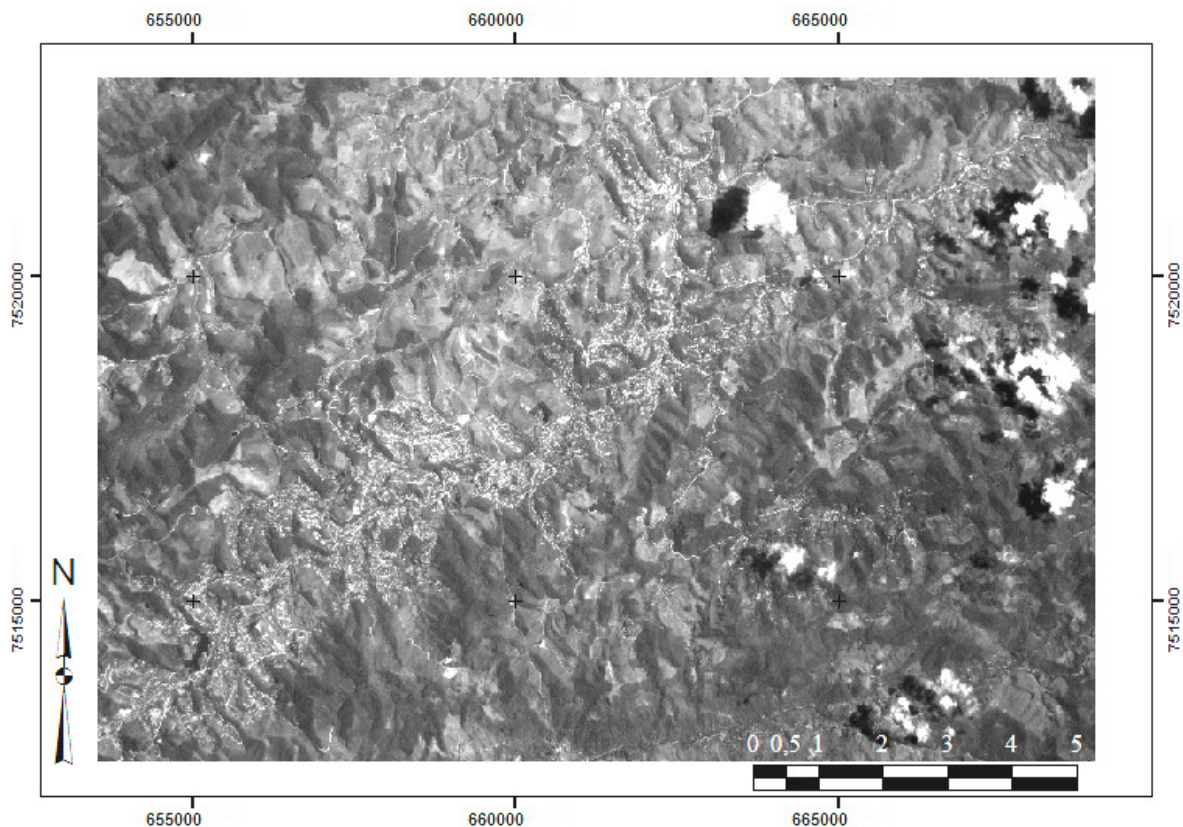


Figura 15. Imagem HRC-CBERS-2B de 14/02/2008, que foi utilizada no treinamento.

Utilizando-se a imagem HRC, foi possível identificar e definir três tipos de cobertura: construção - solo exposto, mata e pasto. A imagem HRC foi georreferenciada e ortorretificada no programa PCI Geomatica 9.0, utilizando o módulo “Orthoengine”.

c) Execução da classificação, da pós-classificação e mapeamento das classes

Foi usado o classificador “Isoseg”, que é um algoritmo disponível no SPRING para classificar regiões de uma imagem segmentada. Os limiares de aceitação utilizados foram de 99% e 95%.

A execução da pós-classificação no software SPRING consistiu em atribuir valores de peso e limiar. Essas variáveis apresentam valores de 1 a 7, sendo que o peso se refere ao número de vezes que será considerada a frequência do ponto central, enquanto o limiar é o valor de frequência acima do qual o ponto central é modificado. A execução do mapeamento para classes consiste em fazer a correspondência entre os diversos polígonos das imagens segmentadas e classificadas com os diversos temas propostos inicialmente.

Para verificar a exatidão da classificação foi aplicado o índice Kappa (K) (Equação 4), sendo o mesmo classificado como: sem concordância < 0; pobre 0 a 0,19; fraca 0,20 a 0,39; moderada 0,39 a 0,59; forte 0,60 a 0,79; excelente 0,80 a 1,0.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})} \tag{4}$$

em que:

- N = número total de pixels;
- r = número de classes;
- i+ = indica a soma na linha;
- +i = indica a soma na coluna.

4.4.7 Reescalamento dos Valores de NDVI para Corresponder à Escala de Valores do Fator "C"

As escalas dos valores de NDVI e a escala do fator cobertura do solo (C) da equação RUSLE são inversas e não têm a mesma proporcionalidade, ou seja, o NDVI varia de -1 a 1 e o fator cobertura de 0 a 1. Para o NDVI, as áreas com mais cobertura vegetal apresentam valores tendendo a 1 (um), enquanto para o fator cobertura (C), os valores mais próximos de 1 se referem a locais menos vegetados. Dessa forma, foram feitas as seguintes operações matemáticas para que os valores de NDVI ficassem com a mesma proporcionalidade do fator cobertura:

- a) Divisão dos valores de níveis de cinza do NDVI (em 8 bits de 0 a 255) por 255;
- b) soma dos valores da operação anterior por -1, para inverter a escala de valores; e
- c) multiplicação dos valores da operação anterior por -1 para que os valores de NDVI fiquem com a mesma escala e também na mesma proporcionalidade do fator cobertura utilizado na equação da RUSLE.

4.4.8 Método de Van Der Knijff

Pelo método de Van Der Knijff (1999, 2000), o fator “C” é calculado pela equação:

$$C = e^{\left(-\alpha \frac{NDVI}{\beta - NDVI} \right)} \tag{5}$$

em que α e β são parâmetros que determinam o formato da curva que relaciona o NDVI ao fator C.

Segundo Van der Knijff (1999), os valores de 2 e 1 são os que melhor representam, respectivamente, os parâmetros α e β da equação. A metodologia de Van Der Knijff foi desenvolvida em condições climáticas européias, com muitas nuvens no decorrer do ano todo na parte norte do continente e a parte sul do continente com maior quantidade de dias de sol no ano.

Para verificar a relação entre as duas metodologias (itens 4.4.7 e 4.4.8) foi aplicada a correlação de Pearson, cujo coeficiente (r) (equação 6) é uma medida do grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas e varia de -1 a 1 e sua classificação é feita da seguinte forma: correlação perfeita positiva (1,0), forte positiva (0,8 a 1,0), moderada positiva (0,5 a 0,8), fraca positiva (0,1 a 0,5), íntima positiva (0,0 a 0,1), nula (0,0), íntima negativa (-0,1 a 0), fraca negativa (-0,5 a -0,1), moderada negativa (-0,5 a -0,8), forte negativa (-0,8 a -1,0) e perfeita negativa (-1,0).

$$r = \frac{C_{x,y}}{S_x S_y} \quad (6)$$

em que

- Cxy = covariância ou variância conjunta das variáveis X e Y;
- Sx = desvio padrão da variável X; e
- Sy = desvio padrão da variável Y.

4.4.9 Determinação da Cobertura dos Solos em Períodos Quinzenais Utilizando-se dos Valores de NDVI Re-escalonado.

Utilizando as imagens disponíveis foi possível determinar a cobertura do solo ao longo de um ano, a partir de 24 períodos quinzenais, de acordo com a Tabela 4. Para as quinzenas de janeiro, fevereiro, março, abril, primeira quinzena de maio, segunda quinzena de junho e primeira quinzena de julho foi usada somente uma imagem correspondendo a cada quinzena.

Tabela 4: Imagens utilizadas para determinação do fator “C” em períodos quinzenais.

	1ª Quinzena	2ª Quinzena
Jan	L-5 18/01/1994	L-5 28/01/1986
Fev	L-5 24/02/1990	L-5 24/02/1990
Mar	L-5 11/03/2007	L-5 11/03/2007
Abr	L-5 11/04/1995	L-5 27/04/2001
Mai	L-5 10/05/1994	L-5 20/05/1986; 24/05/1999; 26/05/2000; 29/05/2001
Jun	L-5 03/06/1991; 04/06/2009, 16/06/1996; 14/06/2001	L-5 24/06/1993
Jul	L-5 08/07/1998	L-5 29/07/1994; 27/07/1999; 22/07/2003
Ago	L-5 08/08/1992; 01/08/2001; 02/08/2007	L-5 08/08/1992, 01/08/2001, 02/08/2007
Set	CB_2 26/09/2004, 23/09/2007	CB_2 26/09/2004, 23/09/2007
Out	L-5 01/10/1994	L-5 01/10/1994
Nov	Média das imagens de outubro e dezembro	
Dez	L-5 31/12/2004	L-5 31/12/2004

L - 5 = LAMDSAT 5, CB-2 = CBERS-2.

Para a segunda quinzena de maio, primeira quinzena de junho e segundas quinzenas de julho e agosto foram utilizadas mais de uma imagem por período, realizando, para isso, a média aritmética das imagens correspondentes. Para o mês de setembro, em virtude das

poucas imagens disponíveis, foram utilizadas duas imagens do sensor CBERS-2. Para os meses de outubro e dezembro, foi utilizada somente uma imagem de cada mês e para o mês de novembro, foi utilizada a média das imagens referentes aos meses de outubro e dezembro.

Para o sensor ETM+ Landsat-7 somente duas imagens foram analisadas, sendo as duas do mesmo período do ano. São dos primeiros dias do mês de junho 06/06/2001 e 09/06/2002 e a concentração de pixels nas classes iniciais foi significativamente diferente. A imagem de 2001 estava com algumas nuvens, e a imagem de 2002 teve os menores valores de cobertura nas classes iniciais, indicando que essa imagem registrou maior densidade de cobertura.

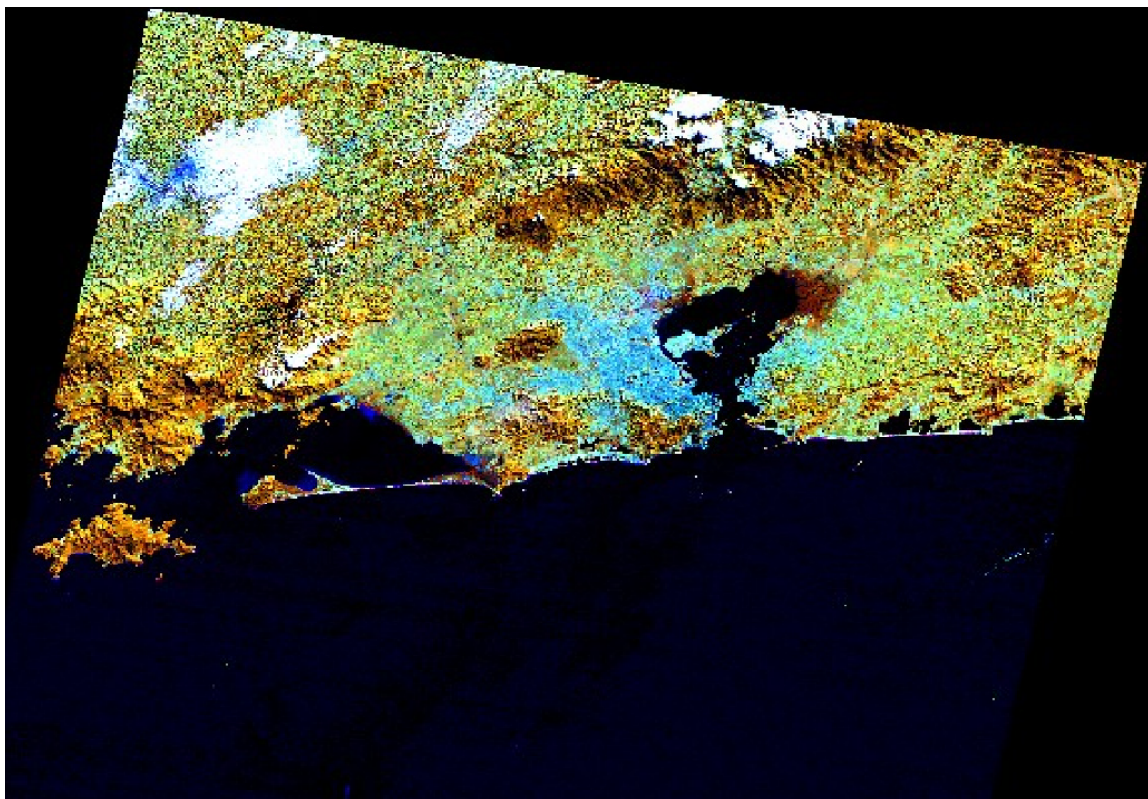
As imagens do sensor ETM+ Landsat-7, CCD CBERS-2 e CCD CBERS-2B, não foram utilizadas na análise de cobertura dos solos, já que a quantidade de imagens Landsat-5 foi suficiente para a análise. As imagens do sensor CCD CBERS-2B não tiveram o tratamento para correção dos efeitos atmosféricos devido à falta de dados confiáveis da calibração do sensor, fazendo com que seus dados não tenham a qualidade que as imagens dos demais sensores. Os demais dados das classes que têm menores valores estão apresentados na Figura 1 do anexo.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

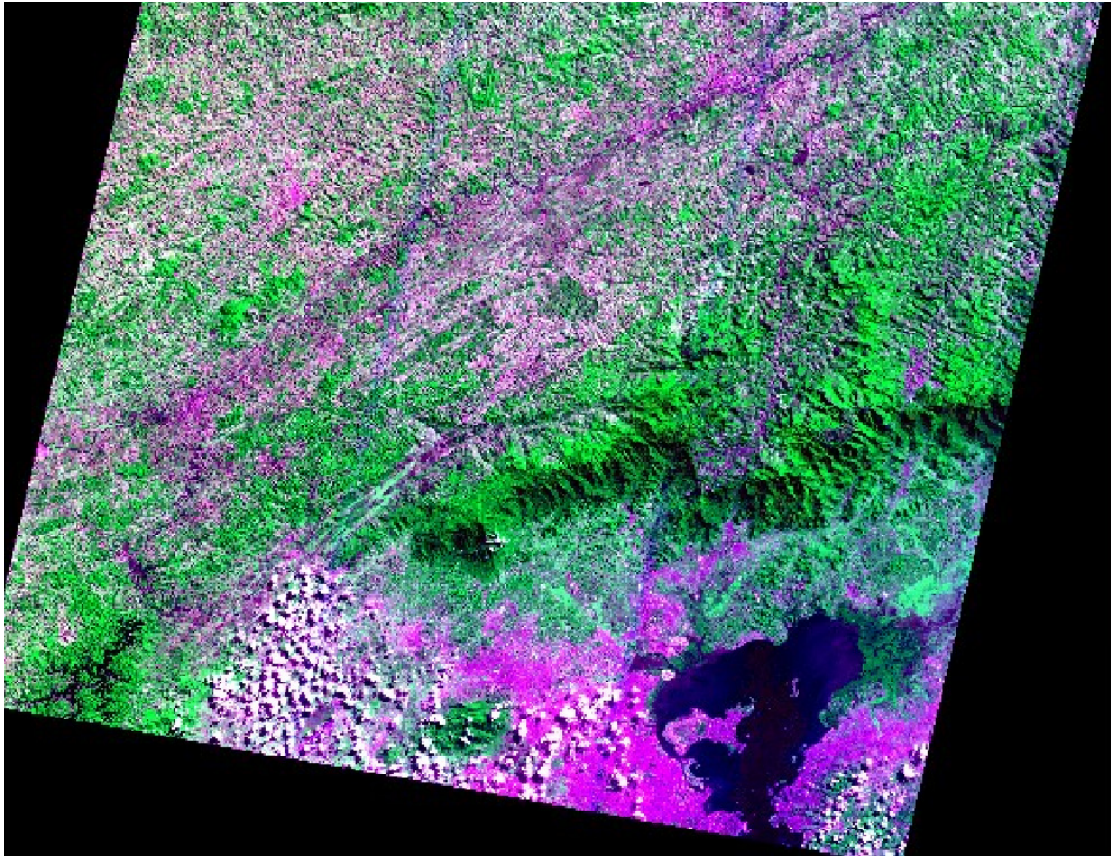
4.5.1 Tratamento das Imagens e Corte das Imagens

A Figura 16 apresenta um exemplo da etapa de tratamento referente às imagens TM Landsat-5 (a), ETM+ Landsat-7 (b) e CCD CBERS-2 (c). Com o tratamento para corrigir os efeitos atmosféricos foi possível observar melhor a nitidez das imagens, não apresentando aspecto leitoso, fato normal em imagens sem tratamento.

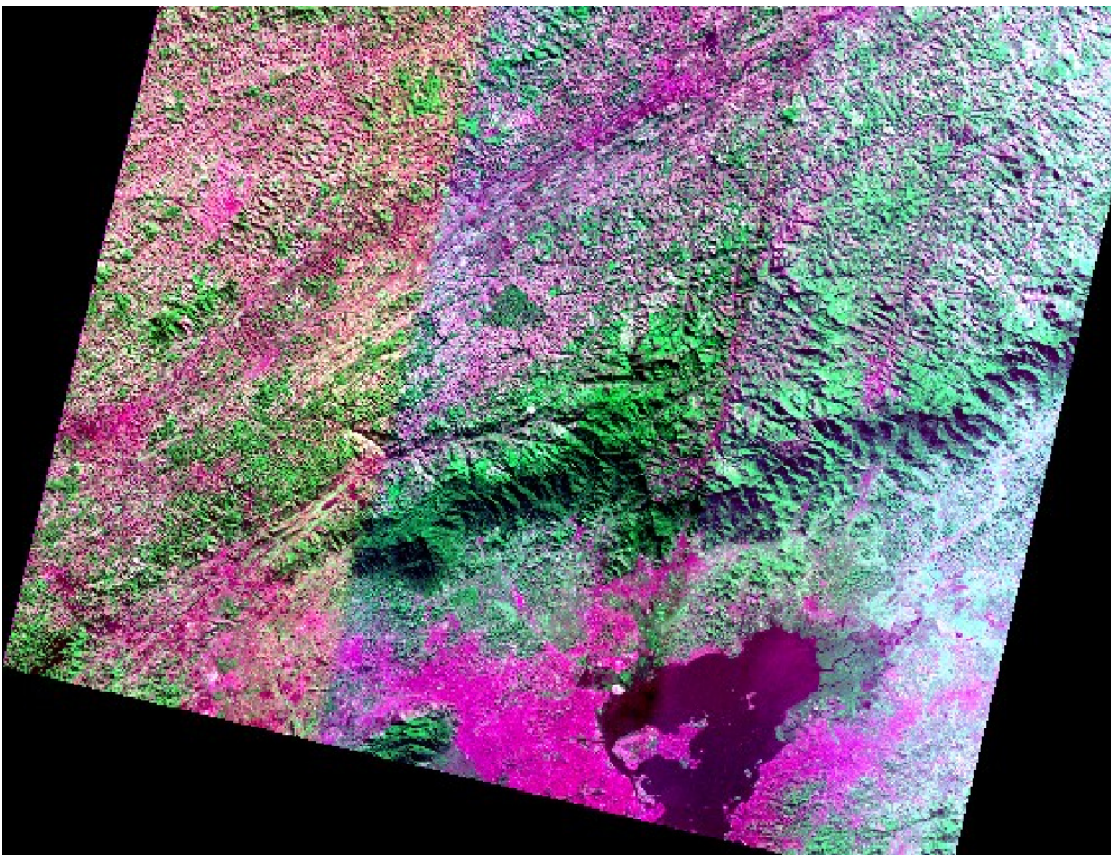
A Figura 17 apresenta uma mesma imagem processada com dois tamanhos de corte, sendo o maior (a) para estimar o índice de vegetação com uma bordadura de 1 km no entorno da bacia; e o menor (b), para executar as demais operações, contendo apenas a área da bacia.



1986



2004



2008

Figura 16. Imagens de satélite utilizadas no trabalho: TM Landsat-5 (20/05/1986); CBERS-2 (31/08/2004); e CBERS 2B (19/07/2008).

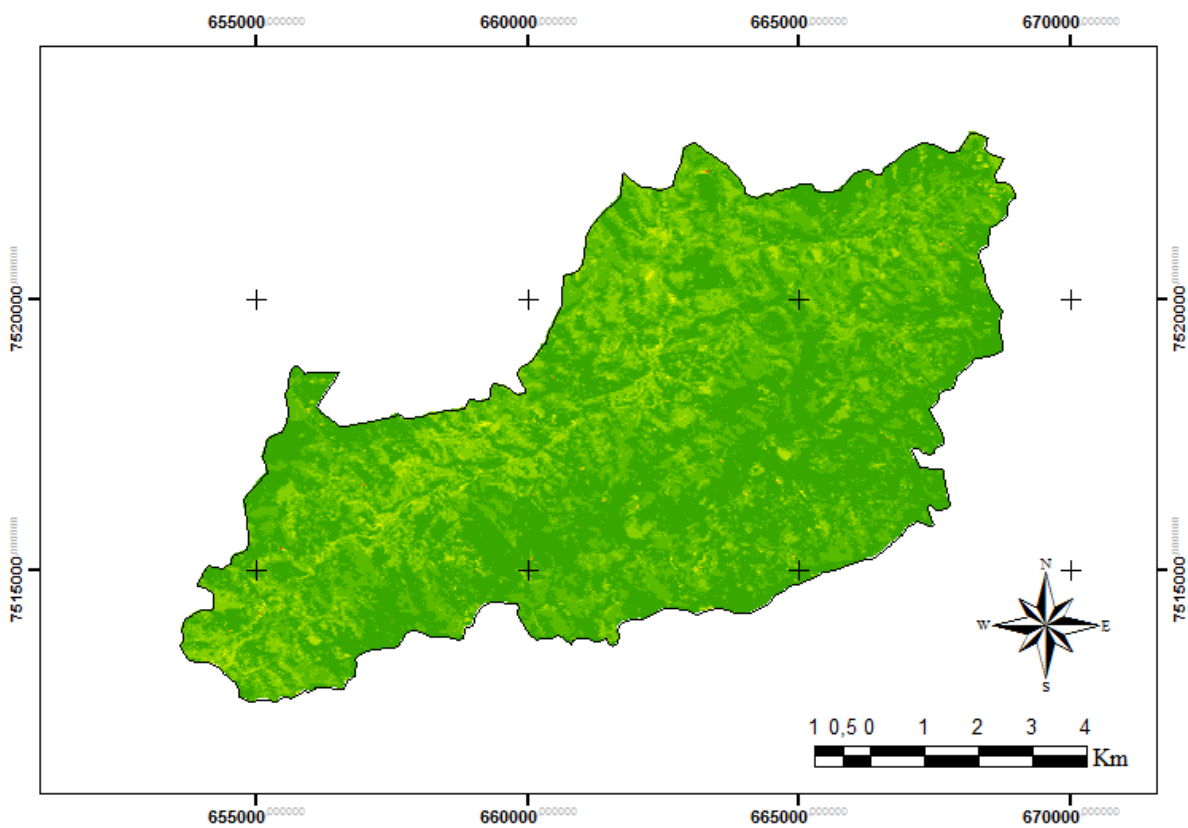
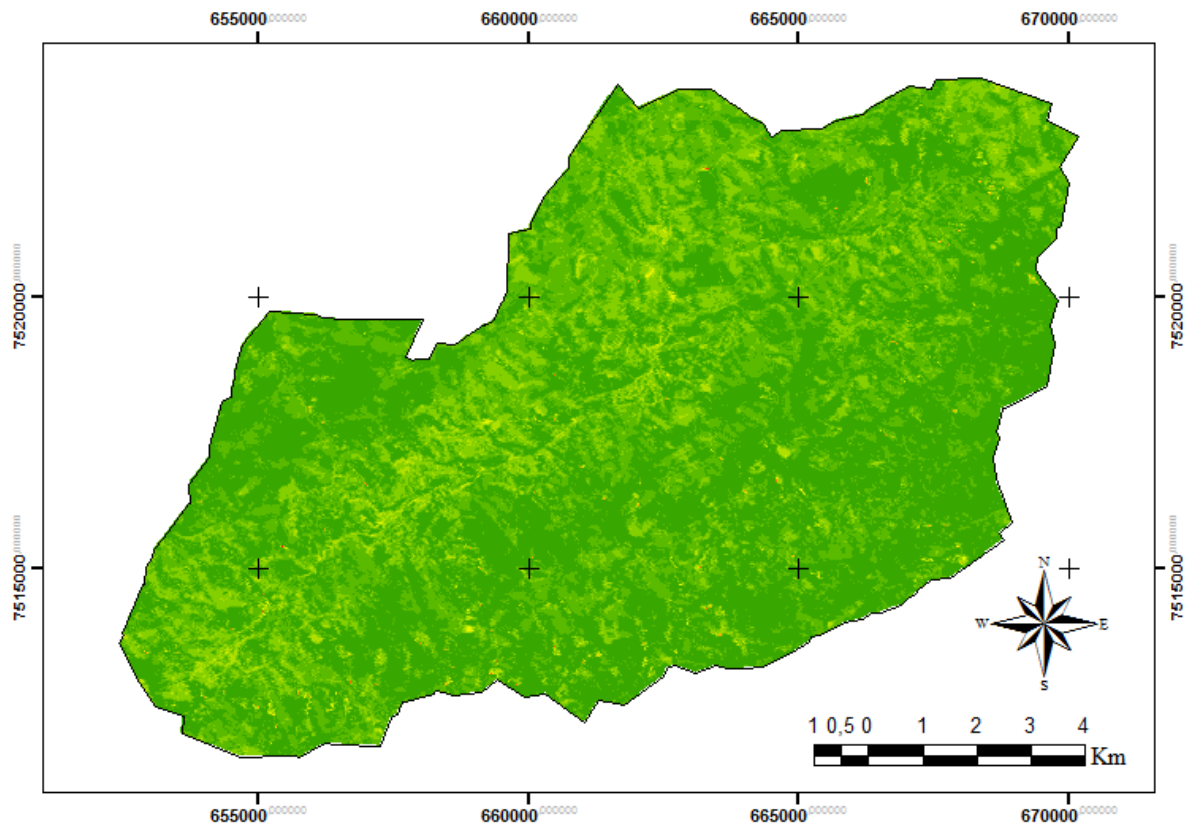


Figura 17. Imagem TM Landsat-5 (20/05/1986) processada com tamanho de corte de 1 km (a) e com junto ao contorno da bacia (b).

4.5.2 Índices de Vegetação para cada Imagem

Como resultado dessa etapa (Figura 18), o índice de vegetação (NDVI) de uma imagem TM Landsat-5, correspondente a 20 de maio de 1986. As partes mais claras da imagem referem-se às regiões com vegetação mais densa, provavelmente mata, e as partes mais escuras, áreas com vegetação menos densa, como solo exposto ou construções. As manchas escuras presentes no quadrante localizado entre as coordenadas 22°27' e 22°25' S e 43°25' e 43°22' W são nuvens, as quais apresentaram índices de vegetação baixos dando aparência de solo exposto.

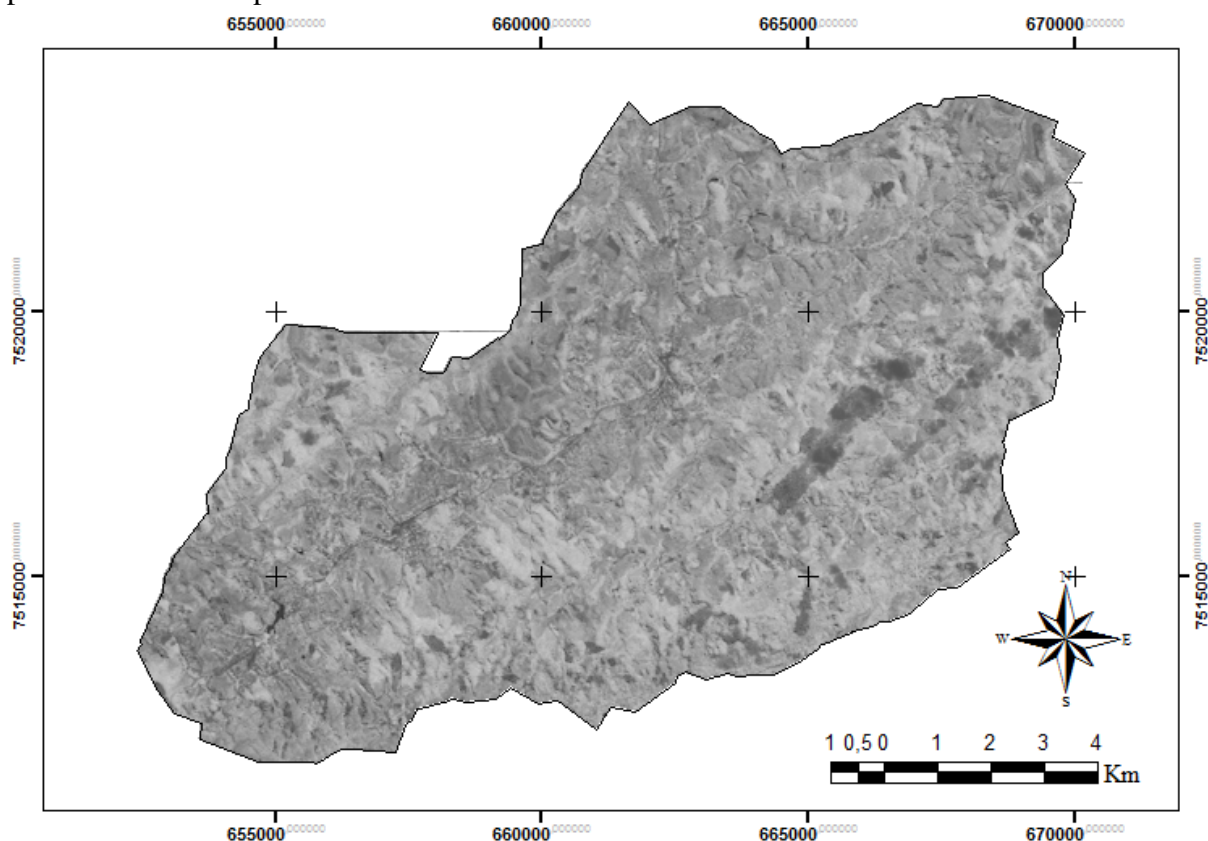


Figura 18. Índice de vegetação da imagem Landsat5 de 20 de maio de 1986.

4.5.3 Classificação de Imagens

A Figura 19 apresenta o resultado da criação de uma imagem segmentada, na qual a área de estudo está dividida em pequenos polígonos uniformes definidos pelos valores de NDVI obtidos a partir da reflectância das imagens. É possível observar, na Figura 19, áreas mais segmentadas e áreas menos segmentadas, as áreas mais segmentadas têm cobertura mais heterogênea. Esses locais aparecem na Figura 19 com tons mais avermelhados, já as áreas com cobertura mais homogênea são menos segmentadas e possuem um padrão de nível de cinza mais uniforme.

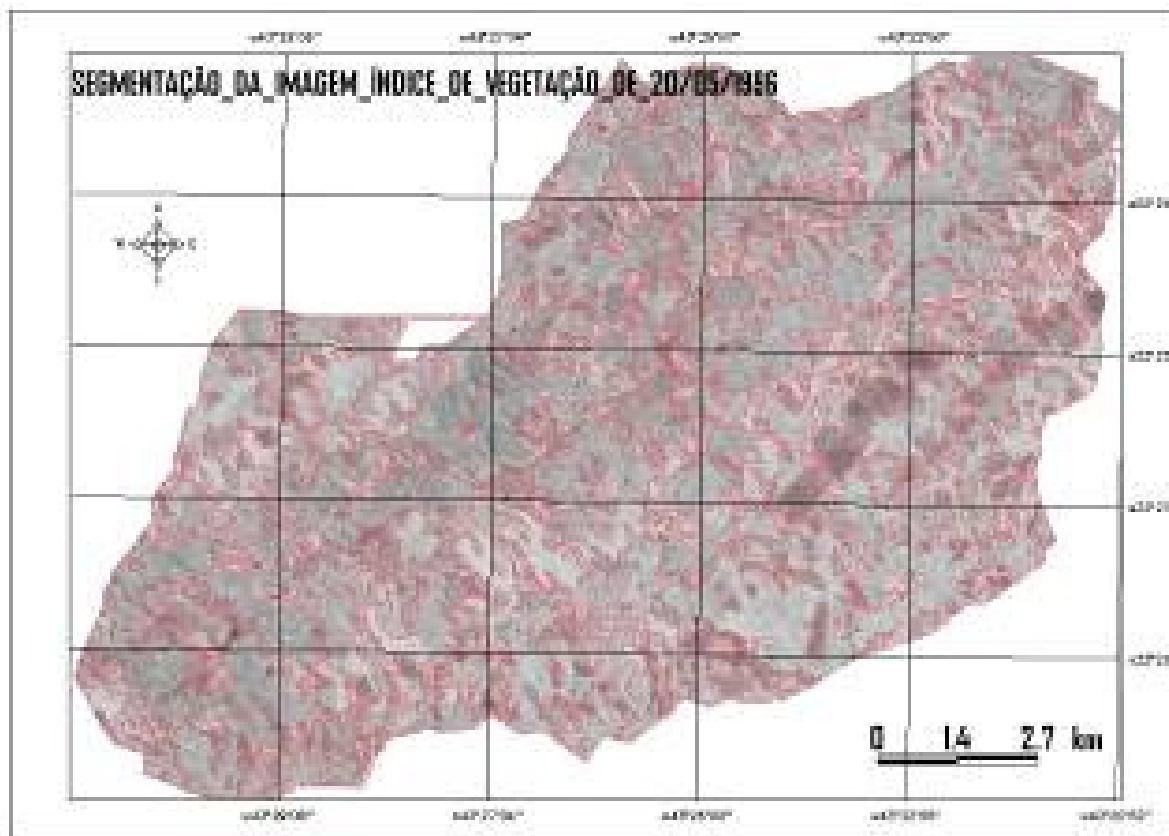


Figura 19. Segmentação da imagem índice de vegetação de 20/05/1986.

A Figura 20 e a

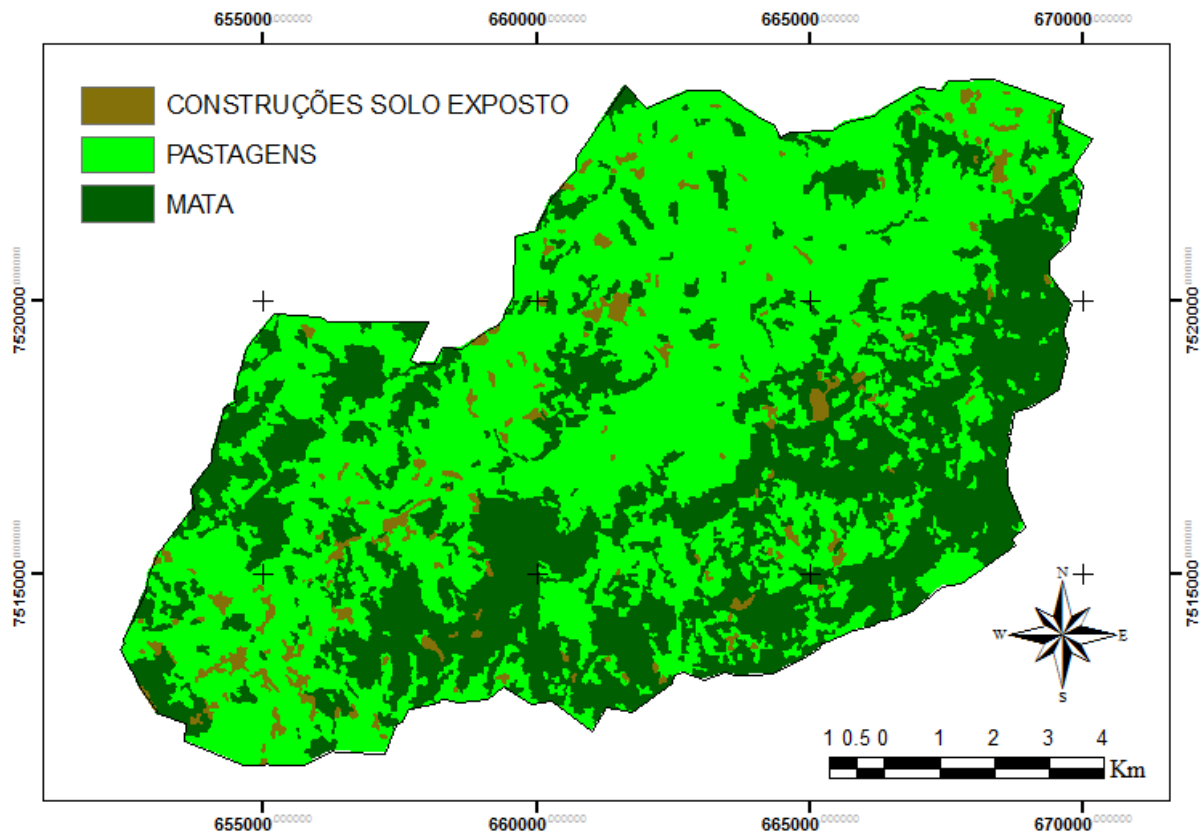
Tabela 6 apresentam um exemplo de avaliação do comportamento da ocupação do solo na bacia, nos anos de 1987, 1996 e 2007, pela classificação das imagens. Verifica-se que a classe de ocupação que mais sofreu redução foi a de “pasto”, com 5.301,72 ha (1987), 5.272,02 ha (1996) e 3.290,94 ha (2007). Por outro lado, a classe de solo que apresentou maior aumento foi a solo-exposto-construções, com áreas de 315,27; 583,83 e 2.171,88 ha, respectivamente. Esse comportamento é fruto do crescimento da área urbana e também da menor densidade de cobertura dos solos observada nas imagens do ano de 2007, em virtude da escassez de chuva nos anos anteriores.

Tabela 5: Área (ha) e percentual do tipo de cobertura para três diferentes épocas, na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

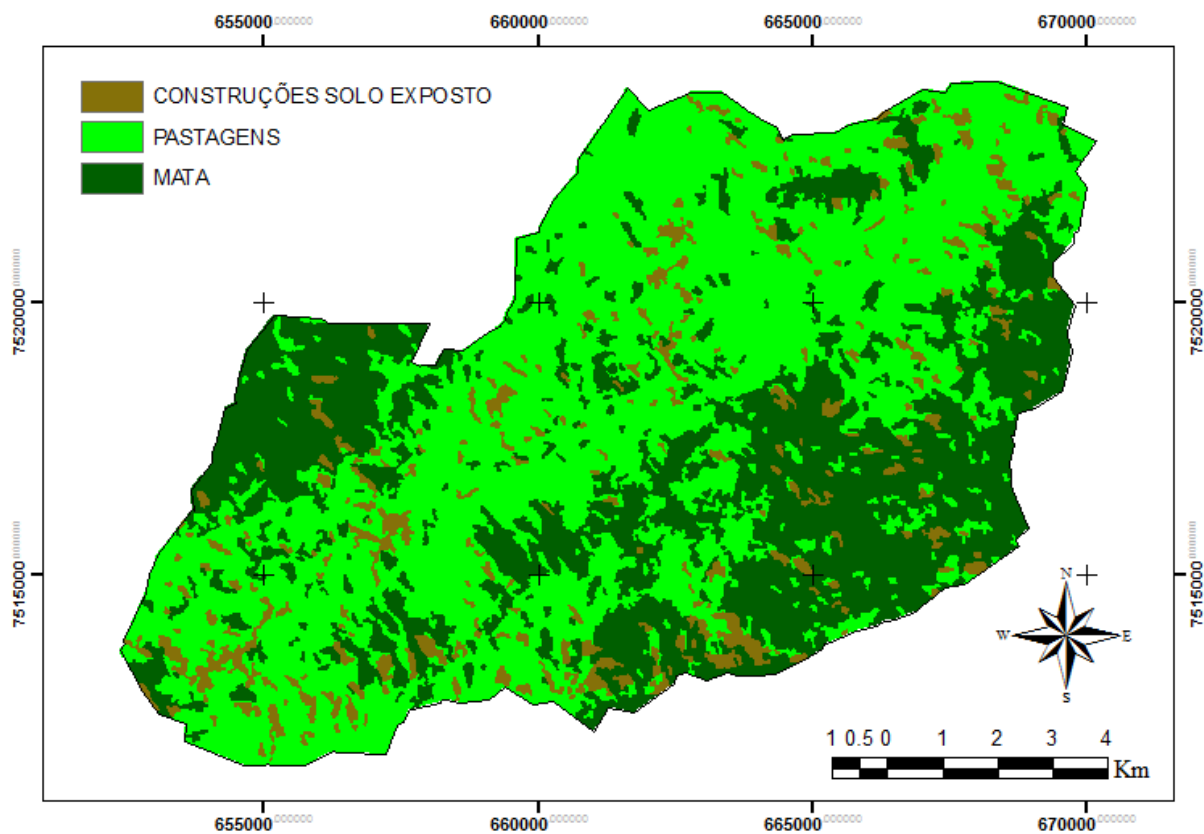
Tipo de cobertura	Imagem classificada					
	11/08/1987		16/06/1996		11/03/2007	
	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)
Solo	3,67	315,27	6,80	583,83	25,29	2.171,88
Pasto	61,76	5.301,72	61,40	5.272,02	38,34	3.290,94
Floresta	34,57	2.968,20	31,80	2.729,34	36,37	3.122,37

As áreas de mata (Figura 20) correspondem a 2.968,2; 2.729,34 e 3.122,37 ha, respectivamente, nos anos 1987, 1996 e 2007. A variação pode ser explicada pela regeneração de parte da vegetação que se tornou mata no referido período. O histórico dos últimos anos também menciona essa tendência. Segundo Ribeiro et al. (2009), nos últimos anos a região compreendida pela Mata Atlântica teve aumento de área com cobertura de mata. Embora a

análise feita por Ribeiro et al. (2009) tenha sido visual, em imagens Landsat-5 (TM) e CBERS-2 de diferentes anos e o decreto lei nº 759/93 e a lei nº 11.428 de dezembro de 2006.



a



b

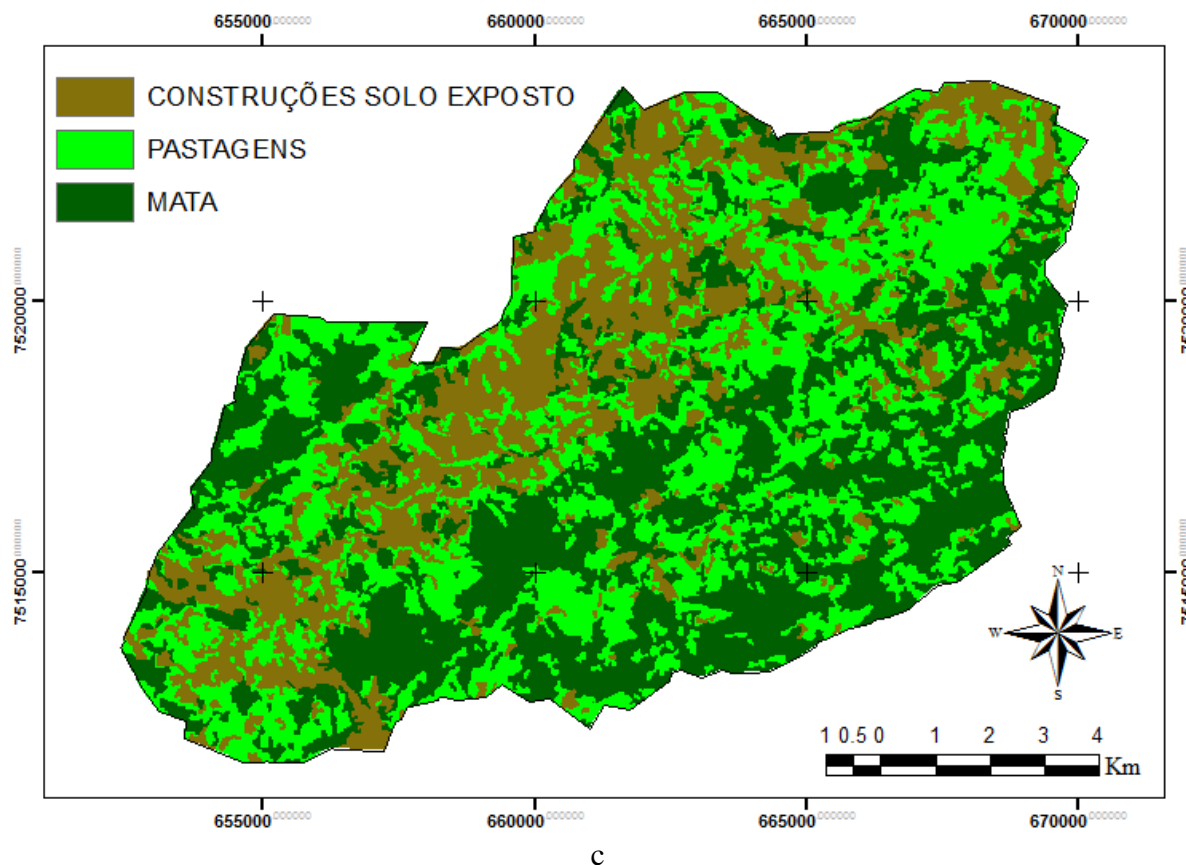


Figura 20. Evolução da ocupação do solo em três imagens em épocas distintas, 1987 (a), 1996 (b) e 2007 (c).

Tabela 6: Área (ha) e percentual do tipo de cobertura para três diferentes épocas, na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

Tipo de cobertura	Imagem classificada					
	11/08/1987		16/06/1996		11/03/2007	
	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)
Solo	3,67	315,27	6,80	583,83	25,29	2.171,88
Pasto	61,76	5.301,72	61,40	5.272,02	38,34	3.290,94
Floresta	34,57	2.968,20	31,80	2.729,34	36,37	3.122,37

Na Tabela 7, é apresentada a matriz de erros para o cálculo do coeficiente Kappa que foi de 80,88% para a imagem de 11/03/2007. Esse resultado é considerado aceitável para Lunetta & Lyon (2004), em virtude das condições de relevo, com variações de altitude consideráveis, como é o caso da bacia hidrográfica objeto de estudo e também por apresentar cobertura vegetal muito heterogênea.

Tabela 7: Matriz de erros para a imagem de 11/03/2007

Classificação	Floresta	Pasto	Solo Exposto	Total
Floresta	642	6	0	648
Pasto	0	246	87	333
Solo Exposto	5	6	46	57
Total	647	258	133	1038
	Exatidão sobre a verdade terrestre	Erros de omissão	Exatidão sobre o classificado	Erros de comissão
Floresta	642/647 = 99,2%	= 0,8 %	642/648 = 99%	1 %
Pasto	246/258 = 95,3%	= 4,7 %	246/333 = 73,8 %	26,2 %
Solo-Exposto	46/133 = 34,5 %	65,5 %	46/ 57 = 80,7 %	19,3 %
Exatidão Geral = 934/1038 = 89,98				
Coeficiente K = 80,88				

Os pixels classificados corretamente estão na diagonal (em negrito), já os pixels classificados incorretamente ficam fora da diagonal.

O somatório na vertical fornece o número de pixels da verdade terrestre para uma dada classe. No caso a cobertura com floresta teve 647 pixels, para a cobertura com pasto teve 258 pixels e para a cobertura com solo exposto teve 133 pixels. Para a cobertura com floresta, 642 foram classificados corretamente enquanto que 5 pixels foram erroneamente excluídos da cobertura floresta, tendo um erro de omissão de 0,8% (100* 5/642). Para a classe de Pasto o erro de omissão foi de 4,7% e para solo exposto o erro foi de 65,5%. O somatório da horizontal fornece o número de pixels classificados como uma dada classe. No caso 648 como floresta, 333 como pasto e 57 solo exposto. Dos 648 pixels classificados como floresta, 6 eram na realidade de outras classes e foram classificados como floresta, sendo denominado de erro de comissão.

Utilizando-se a tabela de erros calcula-se o coeficiente Kappa(K), de acordo com a equação 4.

$$\sum_{i=1}^r x_{ii} = (642 + 246 + 57) = 945$$

$$\sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i}) = (648 \times 647) + (333 \times 258) + (57 \times 133) = 419.256 + 85914 + 7581 = 512751$$

Índice Kappa é:

$$K = \frac{1038(934) - 512751}{1038^2 - 512751} = 80,88 \%$$

4.5.4 Obtenção do Fator C pelo Reescalamento dos Valores de NDVI e pelo Método de Van Der Knijff

A Figura 21 apresenta resultados do fator “C”, para a imagem de 11/03/2007, obtidos pela metodologia do reescalamento dos valores de NDVI e a partir do método de Van Der Knijff. Analisando a Figura 21, percebem-se expressivas diferenças, com valores médios e desvio padrão do fator “C” de 0,167 e 0,088 (Figura 21a) e de 0,025 e 0,045 (Figura 21b).

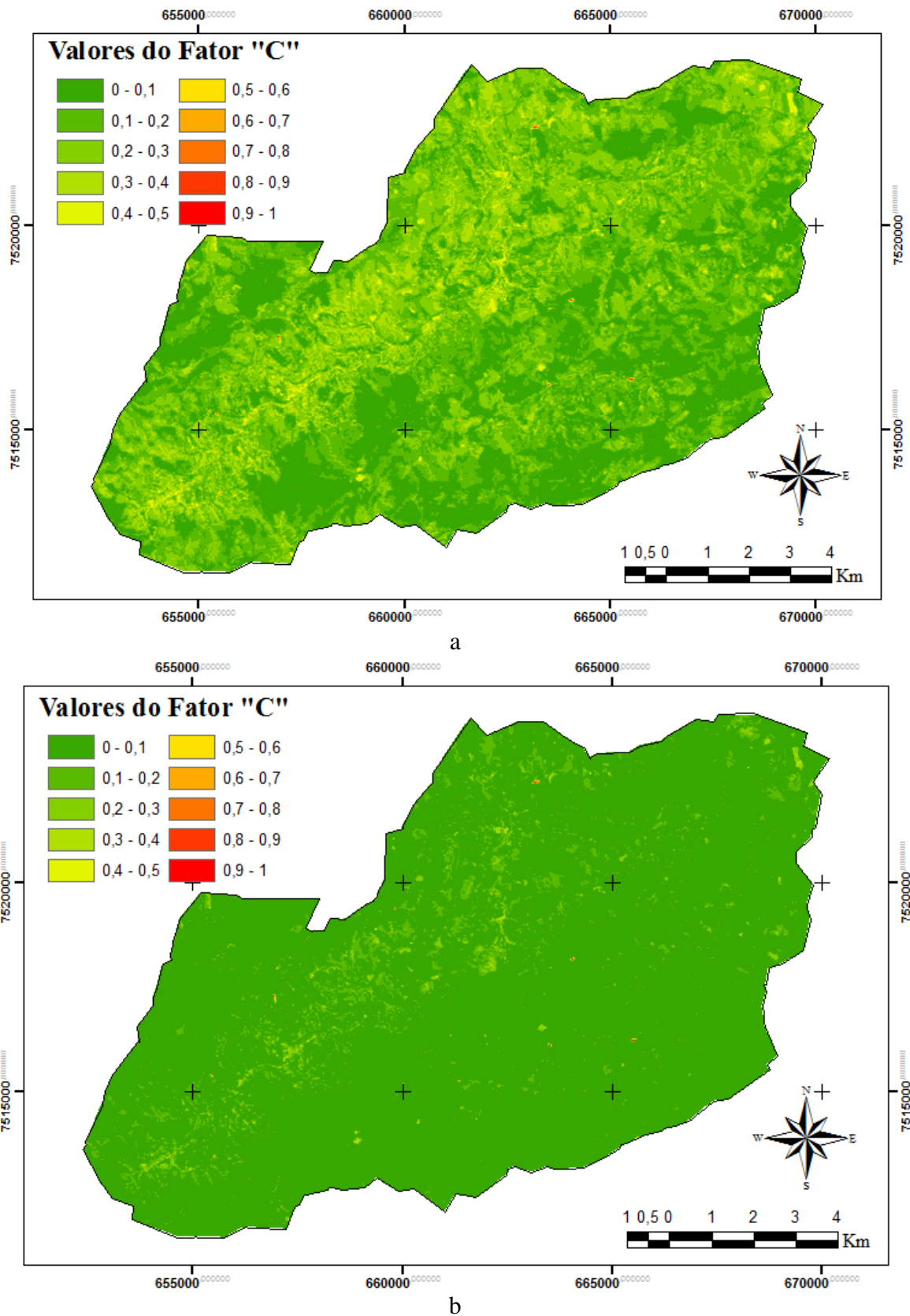


Figura 21. Resultado do fator “C” para imagem de 11/03/2007, obtidos pela metodologia do reescalonamento e de Van Der Knjiff (1999).

Conforme a variabilidade espacial da cobertura do solo observada na bacia hidrográfica, pode admitir que a metodologia do reescalonamento dos valores de NDVI se

mostrou mais adequada nesse estudo, já que teve maior sensibilidade em registrar áreas com maior e com menor densidade de cobertura dos solos pela vegetação, ou seja, variações nos valores do fator “C”. Além disso, os valores 2 e 1 utilizados para representar, respectivamente, os parâmetros α e β da equação proposta por Van Der Knijff (2000), foram obtidos para uma condição distinta da encontrada na área de estudo.

Apesar das diferenças observadas entre as duas metodologias a do reescalonamento dos valores do NDVI e a de Van der Knijff para determinação do fator “C”, constata-se, na Figura 22, que existe forte correlação entre elas. A Figura 22 apresenta o valor médio do fator “C” para cada imagem utilizada no estudo, sendo semelhante à variação de magnitude dos valores. Isso é confirmado pela análise de correlação de Pearson que apresentou valor de 0,8388, demonstrando correlação forte e positiva entre as duas metodologias e o valor obtido foi entre 0,8 a 1,0.

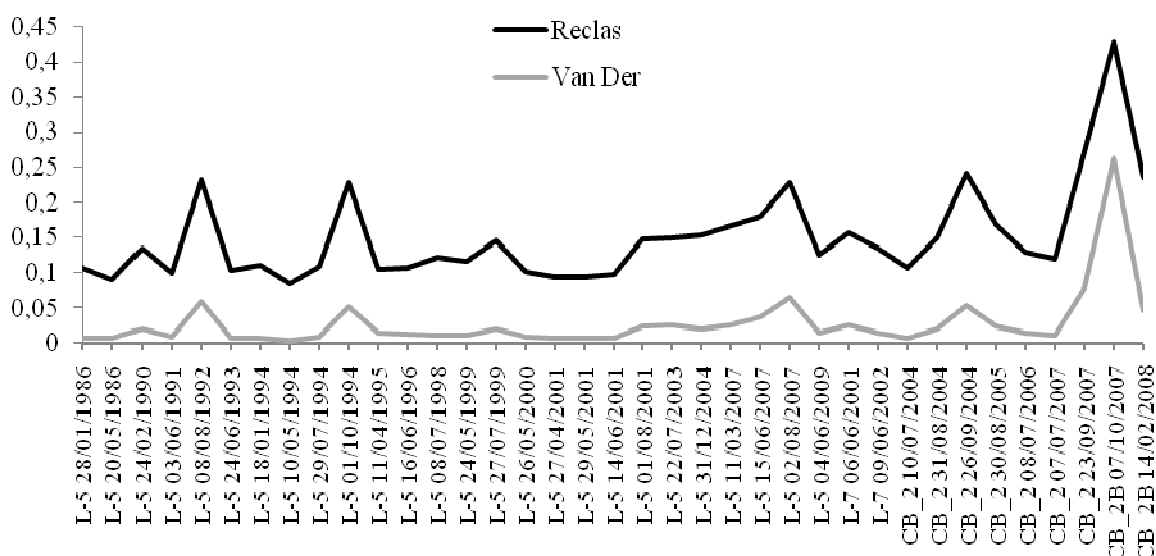


Figura 22. Valores médios do fator “C” para cada imagem, segundo duas metodologias.

Na Tabela 8 são apresentados os valores das áreas correspondentes a cada classe, e para cada imagem, conforme metodologia do reescalonamento dos valores de NDVI. As classes com valores mais próximos de 0 apresentam maior densidade de cobertura. Assim, constata-se que 45,24% da área da bacia hidrográfica apresentou, ao longo dos anos, índice de cobertura variando de 0 a 0,1, e que mais de 97% da área apresentou C variando de 0 a 0,3. Esses resultados confirmam a característica agrícola da bacia, com pequena área ocupada por construções e/ou solo exposto.

A Figura 23 apresenta o resultado da avaliação da variação das porcentagens de áreas ocupadas nas 5 primeiras classes do fator C (0 a 0,5), ao longo do período de estudo (1986 a 2009), tomando como referência a imagem obtida em 28 de janeiro de 1986. Variações positivas indicam aumento de área na respectiva classe, quando comparada com a imagem referência, e vice-versa.

Tabela 8: Área (ha) de cobertura do solo nas diversas imagens pelo método do NDVI reescalonado.

Data da Imagem	Área (ha) para as diferentes classes do índice de cobertura									
	0 - 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,3	0,3 - 0,4	0,4 - 0,5	0,5 - 0,6	0,6 - 0,7	0,7 - 0,8	0,8 - 0,9	0,9 - 1,0
28/01/1986	4.252,68	3.345,03	842,22	129,69	12,69	1,62	0,63	0,27	0,27	0,09
20/05/1986	5.043,06	2.776,41	600,39	134,19	27,90	1,44	1,08	0,45	0,18	0,09
24/02/1990	3.347,37	3.127,41	1.458,09	575,37	75,51	0,72	0,09	0,18	0,45	0,00
03/06/1991	4.654,26	2.866,77	844,56	205,56	9,09	2,52	1,89	0,18	0,09	0,27
08/08/1992	656,46	2.658,96	3.036,06	1.629,00	603,99	0,54	0,18	0,00	0,00	0,00
24/06/1993	4.248,89	3.162,96	1.057,14	110,97	3,78	0,90	0,27	0,28	0,00	0,00
18/01/1994	3.958,83	3.541,32	941,22	134,46	8,46	0,54	0,09	0,18	0,09	0,00
10/05/1994	5.216,76	2.752,56	530,64	78,84	5,31	0,72	0,27	0,09	0,00	0,00
29/07/1994	4.161,69	3.066,21	1.194,75	147,60	8,73	1,98	3,15	0,72	0,27	0,09
01/10/1994	132,75	2.583,18	3.970,44	1.882,53	15,12	0,99	0,09	0,09	0,00	0,00
11/04/1995	5.036,67	2.338,65	828,36	333,99	46,44	0,45	0,18	0,36	0,09	0,00
16/06/1996	4.602,06	2.580,84	1.147,14	185,40	22,77	23,67	12,15	10,17	0,63	0,36
08/07/1998	3.627,90	3.255,21	1.496,07	197,37	6,03	1,35	0,99	0,18	0,09	0,00
24/05/1999	3.861,36	3.008,70	1.500,48	202,32	8,10	1,89	0,81	0,81	0,54	0,18
27/07/1999	2.790,81	2.918,34	2.362,14	498,87	9,36	2,88	1,44	0,09	0,81	0,45
26/05/2000	4.377,51	3.019,86	995,58	177,39	8,37	2,97	2,25	0,45	0,63	0,18
27/04/2001	4.766,22	2.813,31	834,30	160,65	7,65	1,44	0,72	0,09	0,45	0,36
29/05/2001	4.762,53	2.864,25	817,38	127,98	7,29	2,88	1,08	0,54	0,81	0,45
06/06/2001	4.791,51	2.691,63	932,76	154,44	6,21	5,22	1,98	0,72	0,54	0,18
14/06/2001	2.969,64	2.559,96	2.445,93	593,91	11,25	2,07	1,35	0,72	0,36	0,00
01/08/2001	3.154,86	2.301,93	2.463,93	647,10	11,70	2,61	1,35	0,54	0,72	0,45
09/06/2002	1.921,95	4.209,48	2.253,33	179,82	8,73	3,87	3,24	1,71	1,44	1,62
22/07/2003	2.306,70	3.117,78	2.423,16	673,83	59,76	1,62	0,54	0,99	0,36	0,45
31/12/2004	2.247,48	2.479,14	2.686,77	1.110,51	57,42	1,80	1,08	0,54	0,18	0,27
11/03/2007	1.106,82	2.212,02	2.473,83	2.614,50	174,06	1,71	1,17	0,54	0,36	0,18
15/06/2007	3.677,04	2.834,73	1.795,50	250,83	14,04	2,61	1,53	0,90	0,99	7,02
02/08/2007	2.514,69	3.393,72	1.876,68	610,47	187,56	1,26	0,72	0,09	0,00	0,00
04/06/2009	3.019,77	3.536,64	1.719,09	292,05	15,30	1,35	0,81	0,18	0,00	0,00
Media (ha)	3.769,20	2.865,51	1.477,08	203,94	11,48	1,67	1,04	0,41	0,32	0,14
Média (%)	45,244	34,397	17,730	2,448	0,138	0,020	0,012	0,005	0,004	0,002

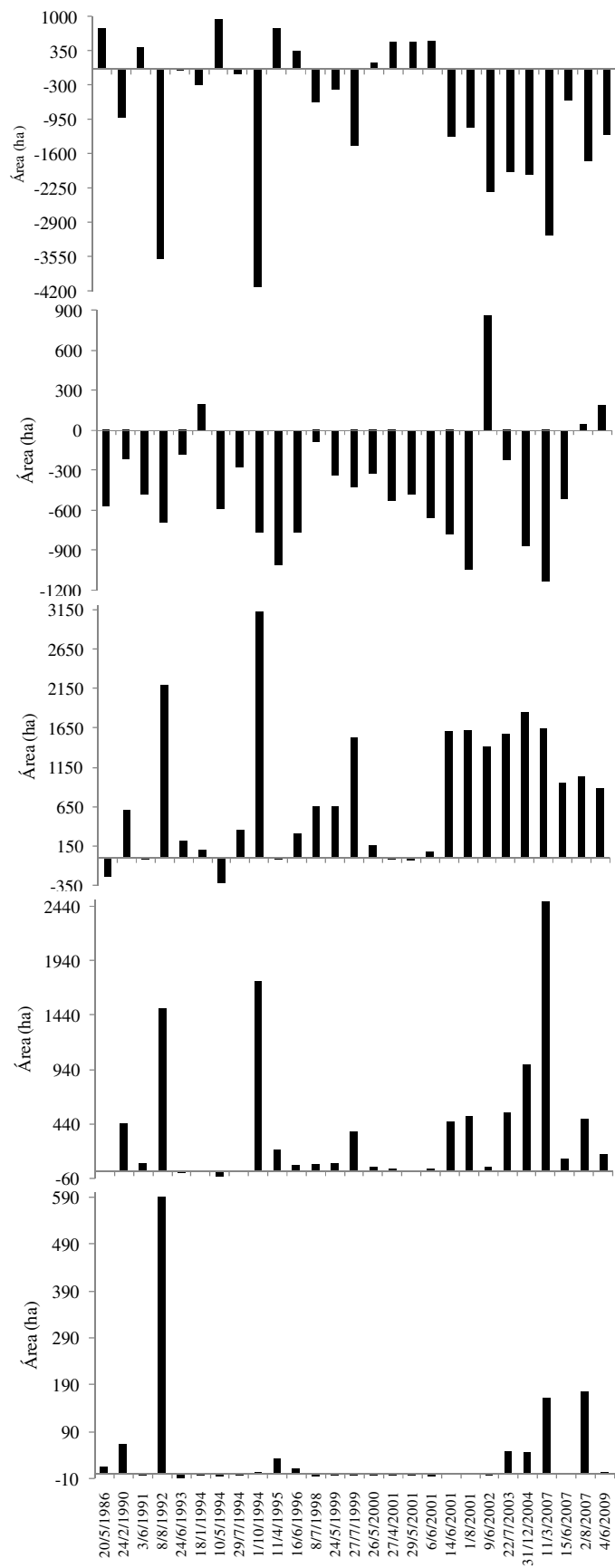


Figura 23. Variação na área das imagens no período de estudo, para as classes de índice de cobertura do solo de 0-0,1 (a), 0,1-0,2 (b), 0,2-0,3 (c), 0,3-0,4 (d) e 0,4-0,5 (e).

Analisando a Figura 23a (classe 0 – 0,1), verifica-se que a maioria das imagens apresenta áreas inferiores à imagem referência, indicando menor índice de cobertura do solo. As reduções de área atingiram 4.000 ha e 3.500 ha, respectivamente, em 01/10/1994 e 08/08/1992. Algumas imagens apresentaram, no entanto, densidade de cobertura maior que a primeira imagem em até 1.000 ha, como é o caso das obtidas em 20/05/1986, 10/05/1994, 11/04/1995, 27/04/2001, 26/05/2001 e 6/06/2001.

O comportamento de variação das áreas da bacia hidrográfica referentes à classe do índice de cobertura variando de 0,1 a 0,2 (Figura 23b) é semelhante à classe anterior, em maior número de imagens, porém com menor amplitude de variação na área. Na Figura 23b, é possível constatar que apenas as imagens obtidas em 18/01/1994, 09/06/2002, 02/08/2007 e 04/06/2009 apresentam, nessa classe, áreas superiores à imagem referência, enquanto nas imagens referentes à 01/08/2001 e 11/03/2007, a redução de área superou os 1.000 ha.

Para as demais figuras, grande parte das variações é positiva, apresentando aumento de área de até 3.000 ha (em 01/10/1994 - Figura 23c), 2.500 ha (em 11/03/2007 - Figura 23d) e 600 ha (em 08/08/1982 - Na Figura 23e). É possível observar que a maior parte das imagens que apresentaram variação positiva na área teve nas classes de 0 a 0,1 (Figura 23a) e 0,1 a 0,2 (Figura 23b) área inferior à imagem referência. Esse efeito pode ser verificado nas imagens de 08/08/1991, 1/10/1994, 08/07/1998, 24/05/1999, 27/07/1999, 14/06/2001, 01/08/2001, 14/06/2001, 09/06/2001, 22/07/2003, 31/12/2004, 11/03/2007, 15/06/2007, 02/08/2007 e 04/06/2007.

A imagem de 01/10/1994 é de um período que normalmente tem menor densidade de cobertura dos solos pela vegetação, e a imagem reclassificada de 01/08/2001 é de um período seco do ano em que a vegetação já não está exuberante.

Na Tabela 9 são apresentados os dados de precipitação pluvial mensal de todo o período histórico estudado, em que é possível observar que as menores médias anuais ocorreram nos anos de 1997, 1999 e 2006 e as maiores, nos anos de 1987, 1993 e 2008. As imagens obtidas em 2007 (11/03, 15/06 e 02/08) são aquelas que apresentam a menor densidade de cobertura (Tabela 8), ou seja, menor quantidade de área nas classes iniciais quando comparadas as imagens de outros anos. Isso se deve ao fato de em 2006 ter ocorrido apenas 840 mm de precipitação, valor esse considerado a menor precipitação anual de todo o período estudado. A análise de índice de cobertura, nas imagens coletadas em 2007, demonstrou que na classe de 0 a 0,1 o valor percentual de área é de 31,4% (2.514,7 ha), contra os 45,2% (3.769,2 ha) de todo o período (Tabela 8). Ainda comparando o ano de 2007, em média, 68,6% (5.495,4 ha) equivalem ao total de área nas classes de C variando de 0,1 a 0,5. Para as mesmas classes, o total médio no período foi de 4.558 ha (54,7%) da área da bacia.

Nos demais anos (1997 e 1999), os totais de chuva precipitados foram de 915,2 e 899,3 mm, respectivamente. No entanto, (Tabela 9) se comparados ao ano de 2006, os anos de 1997 e 1999 apresentaram precipitações maiores no período chuvoso, totalizando de janeiro a março, 443,4 e 489,5 mm, respectivamente, contra 361,3 mm em 2006.

Os valores de precipitação contribuíram expressivamente para que os anos de 1998 e 2000 apresentassem comportamento distinto do ano de 2007. Na classe de índice de cobertura variando de 0 a 0,1, os percentuais de área para os anos de 1998 e 2000 foram superiores ao ano de 2007, apresentando valores de 42,3 e de 50,9%, respectivamente. Constata-se, portanto, que não apenas o total anual de precipitação ocorrido em uma bacia influencia na cobertura do solo pela vegetação, mas também a sua distribuição ao longo do ano. Ainda na Tabela 9, verifica-se que mesmo apresentando alta pluviosidade no mês de janeiro (439,5 mm), as imagens utilizadas, no ano de 2007, refletiram o baixo índice pluviométrico ao longo do ano de 2006.

Tabela 9: Precipitação mensal e anual, no período de 1985 a 2009, para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

Ano	Meses												Total anual
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	
1985	290,1	160	115,1	31,4	37,2	18,6	0	23,7	74,5	59	203,2	225,6	1238,4
1986	129,5	167,9	169,9	52,7	55,5	11,2	26,7	73,4	31,9	26,3	33,7	260,3	1039,0
1987	193,0	170,3	185,2	135,6	85,4	17,7	9,4	6,2	73,6	124	67,4	279,7	1347,5
1988	266,0	335,5	82,1	66,3	94,5	5,3	4,4	0,0	20,8	176,9	68,6	175,0	1295,4
1989	126,1	188,3	161,0	62,2	39,3	97,3	28,4	35,9	90,5	38,0	81,2	166,6	1114,8
1990	198,1	94,2	72,0	97,6	71,6	0,2	31,6	25,9	101,6	64,0	82,5	181,4	1020,7
1991	129,5	167,9	169,9	52,7	55,5	11,2	26,7	73,4	31,9	26,3	33,7	260,3	1039,0
1992	140,3	94,4	93,7	11,0	63,1	0,0	25,7	33,8	96,5	78,7	143,0	278,1	1058,3
1993	494,3	74,9	109,5	81,4	48,1	3,2	13,6	14,7	143,1	99,3	214,6	116,8	1413,5
1994	196,8	45,0	373,0	99,0	253	31,3	5,5	0,0	0,0	83,6	125,3	333,3	1545,8
1995	215,9	176,7	130,5	29,5	38,5	5,4	30,2	6,0	65,6	162,2	136,4	295,9	1292,8
1996	195,4	253,3	138,7	36,0	14,7	21,3	0,3	24,7	172,5	76,8	225,4	180,8	1339,9
1997	267,7	117,9	57,8	43,0	17,1	35,0	7,3	8,6	32,8	78,0	137,1	112,9	915,2
1998	88,9	143,9	35,6	44,9	101,5	6,8	1,1	21,9	14,1	188,2	161,3	230,4	1038,6
1999	283,4	160,8	45,3	12,8	9,6	19,4	13,9	0,0	15,5	37,9	105,3	195,4	899,3
2000	168,6	69,2	179,8	56,7	11,7	1,0	29,1	48,3	64,5	36,1	92,1	265,7	1022,8
2001	139,8	94,8	340,2	36,7	48,0	0,0	0,0	14,9	25,3	65,2	152,9	304,6	1222,4
2002	140,3	94,4	93,7	11,0	63,1	0,0	25,7	33,8	96,5	78,7	143,0	278,1	1058,3
2003	403,3	44,8	129,3	36,6	18,1	0,2	0,0	42,0	28,5	159,3	204,8	101,5	1168,4
2004	119,3	278,2	86,7	93,8	38,4	28,6	35,8	4,7	11,6	79,0	176,7	252,7	1205,5
2005	254,2	124,5	143,4	58,8	38,2	27,2	30,7	0,3	28,0	26,1	103,0	186,6	1021,0
2006	145,9	140,1	75,3	27,0	15,5	5,5	11,0	23,1	41,6	58,6	125,7	170,7	840,0
2007	439,5	83,0	64,3	34,9	16,4	3,9	14,0	0	8,8	42,2	181,9	118,5	1007,4
2008	238,9	187,5	75,1	149,8	9,0	5,1	1,3	29,3	28,8	132,1	307,9	208,0	1372,8
Média	216,2	142,1	130	57,8	52,4	14,2	16,19	22,6	53,2	84,2	134,9	215,3	1.142,0

Segundo Albuquerque et al. (2005), o controle eficiente da erosão por parte da cobertura vegetal natural, associado, provavelmente, à extraordinária capacidade de rebrote, por ocasião das primeiras chuvas, formando um dossel semelhante a uma floresta baixa, é capaz de atenuar os efeitos do impacto das gotas de chuva sobre o solo.

Prado & Nóbrega (2005) concluíram que as perdas de solo anuais podem variar muito de acordo com os valores do fator C e que o fator C varia de acordo com o período do ano e com a estação climática.

4.5.5 Determinação da Cobertura dos Solos em Períodos Quinzenais Utilizando-se dos Valores de NDVI Reescalado.

A Figura 24 apresenta a variação do índice médio de cobertura (C) em períodos quinzenais. Nela se pode observar que na bacia hidrográfica em estudo, a maior cobertura do solo pela vegetação (menor C) foi observada entre a 7^a e a 12^a quinzena, correspondentes aos meses de abril, maio e junho. Por outro lado, o período em que o solo se apresentou, em média, com menor proteção pela vegetação ocorreu entre a 15^a e a 20^a quinzena, correspondendo aos meses de agosto, setembro e outubro, época de cultivo e também menor desenvolvimento vegetativo por causa da pouca chuva nesses meses.

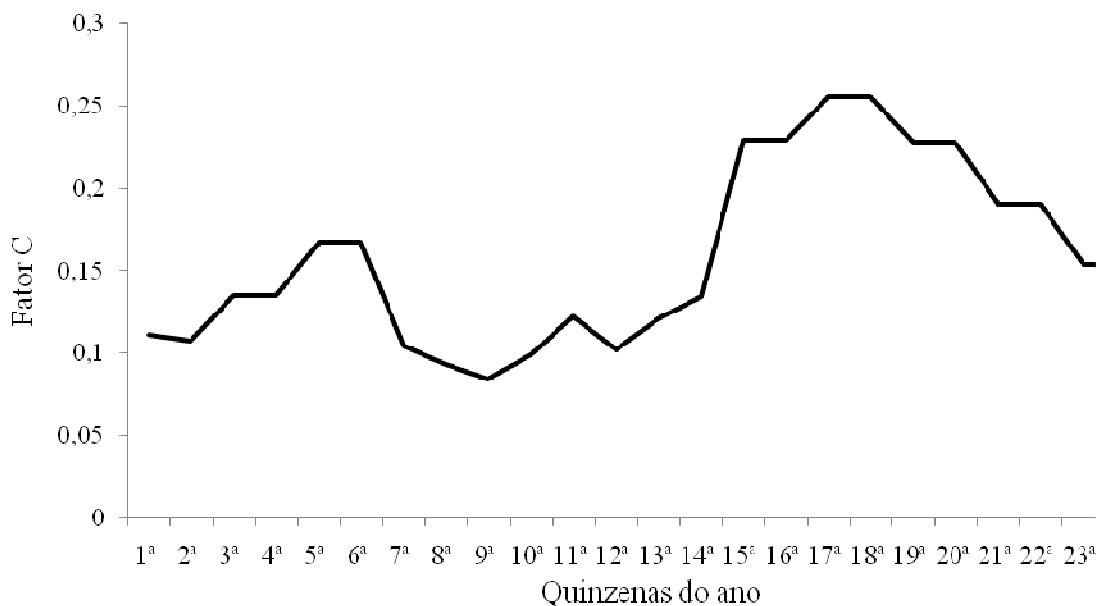


Figura 24. Valores médios do Fator “C” nas quinzenas do ano.

Na Figura 25, pode ser observado que os maiores valores médios de precipitação aconteceram nas primeiras quinzenas do ano 1ª, 2ª e 3ª correspondentes aos meses de janeiro e fevereiro e nas últimas quinzenas do ano (23ª e 24ª), mês de dezembro. Os menores valores de precipitação ocorreram nas 11ª a 15ª quinzenas do ano correspondentes aos meses de junho, julho e agosto.

Esses resultados mostram que, ao longo de um determinado ano, a máxima expressão da cobertura do solo pela vegetação não ocorre imediatamente após a época de chuva, mas em torno de um a três meses após esse período.

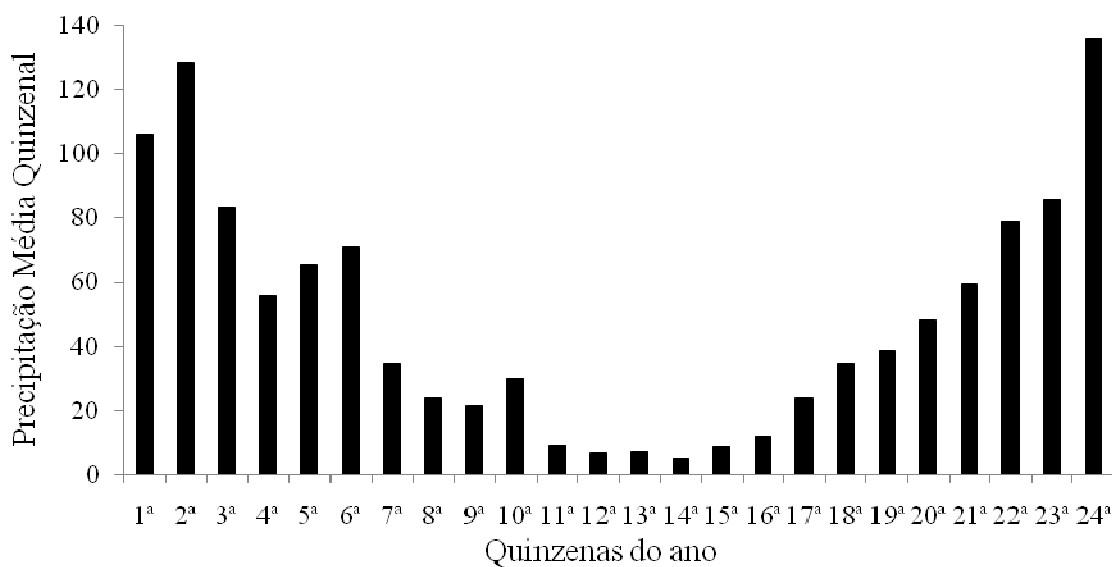


Figura 25. Precipitação média quinzenal para o período de 1986 a 2009.

4.6 CONCLUSÕES

A maior expressão da cobertura dos solos pela vegetação ocorre, em média, de um a três meses após o pico do período chuvoso e não concomitante a ele.

A área com cobertura de mata na região objeto de estudo cresceu gradativamente nos últimos anos, favorecendo, dessa forma, a conservação dos recursos naturais como solo e água.

Os baixos índices pluviométricos em um determinado ano podem influenciar, de forma expressiva, os índices de cobertura do solo no ano posterior, dependendo da distribuição sazonal da chuva.

5. CAPITULO III

APLICAÇÃO DE MODELO DE PERDAS DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO ASSOCIADA A TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO E ÍNDICE DE VEGETAÇÃO

5.1 RESUMO

A erosão é um dos mais graves problemas ambientais que atinge a superfície terrestre. A utilização de modelos de predição da erosão hídrica é uma forma de caracterizar esse fenômeno e informar como e quando intervir. A determinação do potencial natural de erosão (PNE) e do risco de erosão em áreas suscetíveis e com alta densidade demográfica são ferramentas indispensáveis, nos dias atuais, para prever futuras possibilidades de ocorrência de catástrofes. O presente capítulo teve como objetivo aplicar um modelo de predição da erosão hídrica na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, no período de 1986 a 2009. Foram usados índices de vegetação na determinação da cobertura do solo, avaliando o risco e o potencial natural de erosão hídrica na bacia que se localiza nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira, Estado do Rio de Janeiro. Foi aplicado o modelo RUSLE associado a três formas de determinação da cobertura dos solos: imagem classificada, metodologia de Van Der Knijff e NDVI reescalado. O risco de erosão da bacia foi calculado relacionando as perdas anuais com o nível de tolerância. O PNE foi calculado utilizando os fatores presentes na RUSLE, relacionados às condições naturais do clima, do solo e do relevo. Foram determinadas as perdas de solos quinzenais para os anos de 1986 a 2009. Utilizando a imagem reclassificada, as perdas de solo foram observadas em classes individualizadas, enquanto para as outras formas de determinação de cobertura as perdas se apresentaram mais homogêneas na área da bacia hidrográfica. As perdas de solo para o mês de maio, dos anos de 1986, 1994, 1999, 2000 e 2001, tiveram valores muito próximos, não tendo grandes variações para um mesmo mês em diferentes anos. Quando comparadas duas formas de análise de perdas de solos com imagem reescalada de 31/12/2004 e com imagens quinzenais, observou-se que os valores são diferentes para cada classe, mas não é possível determinar qual das duas formas de análise proporcionou maiores ou menores perdas de solo no período. Os anos de menores valores de perdas de solos foram 2005 e 2006, ou seja, os anos de menores valores de erosividade. A qual foi de 1440,8 e 1669,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ e a pluviosidade de 1021,0 e 840,0 mm anuais, respectivamente, em toda a série histórica estudada. As quinzenas com maiores valores de perdas médias de perdas de solos foram a segunda quinzena de janeiro com 7,27 t ha⁻¹, a primeira quinzena de fevereiro com 11,56 t ha⁻¹ e a primeira quinzena de março, com 8,0 t ha⁻¹. A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresentou, em grande parte da sua área, risco e potencial natural de erosão elevados, associados às características de relevo e erodibilidade dos solos da bacia.

Palavras-chave: Erosão do solo. RUSLE. Potencial natural de erosão. Risco de erosão. Perdas de solos.

5.2 ABSTRACT

Erosion is one of the most serious environmental problems affecting earth's surface. The use of hydric erosion predictive models is a way to describe this phenomenon and to inform how and when to intervene. Determination of natural erosion potential (NEP) and erosion risk in susceptible areas with high population density is, nowadays, an indispensable tool, to predict future possibilities of disasters. This chapter aims at applying a model for predicting water erosion in the watershed Ribeirão Palmares-Saco, in the period from 1986 to 2009. Vegetation indices were used for determining the soil cover, to assess the erosion risk and natural erosion potential in the basin, which is located in the municipalities of Paty do Alferes and Miguel Pereira, State of Rio de Janeiro, Brazil. RUSLE model was applied, associated with three types of land cover determination: image classification, methodology of Van Der Knijff and rescaled NDVI. The erosion risk of the basin was estimated relating the annual losses to the tolerance level. The NEP was calculated using the factors in RUSLE, related to natural conditions of climate, soil and topography. Twice in the month, the soil losses were determined for years from 1986 to 2009. Using the reclassified image, soil losses were observed in individual classes, while for other forms of coverage determination the losses were more homogeneous in the area of the watershed. Soil losses for the month of May, of the years 1986, 1994, 1999, 2000 and 2001, had similar values, with no major changes for the same month in the different years. Comparing two forms of analysis of soil loss with the rescaled image of 12/31/2004 and with biweekly images, it was observed that values were different for each class; but it was not possible to determine which of the two forms of analysis resulted in higher or lower soil losses in the period. The years of lowest soil losses were 2005 and 2006, i.e., the years of lower erosivity values. The values were of 1669.5 and 1440.8 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ and a rainfall of 1021.0 and 840.0 mm per year, respectively, throughout the series studied. The biweekly with highest average of soil losses were the second fortnight of January with 7.27 t ha⁻¹, the first half of February with 11.56 t ha⁻¹, and the first half of March with 8.0 t ha⁻¹. The watershed Ribeirão Palmares-Saco presented in most of its area, high risk and high natural erosion potential, associated with the landscape characteristics and basin soil erodibility.

Keywords: Soil erosion. RUSLE. Natural erosion potential. Risk of erosion. Soil losses.

5.3 INTRODUÇÃO

A erosão pode ser classificada em eólica ou hídrica, dependendo do seu agente causador. A erosão hídrica é a que mais causa prejuízos no Brasil, e envolve os processos de extração, transporte e deposição das partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva e escoamento superficial (Bertoni & Lombardi Neto 1985). A sua intensidade depende de vários fatores, tais como: a precipitação pluvial que incide sobre o solo, resistência do solo à ação das chuvas, a capacidade de infiltração da água no solo, grau de proteção do solo contra a ação da chuva, rugosidade e declividade do solo, comprimento da encosta e o uso e manejo do solo (Zachar, 1982). Constitui um fenômeno de grande importância, em razão da rapidez com que se processa e por acarretar grandes prejuízos às diversas atividades econômicas e ao próprio meio ambiente (Morgan, 2005).

Existem vários modelos de predição de perdas de solo, sendo alguns deles de caráter empírico, como é o caso da USLE (Wischmeier & Smith, 1978), e outros com base física/conceitual, que por apresentarem maior nível de complexidade, como é o caso da WEPP (Tiwari et al., 2000), necessitam de maior quantidade de parâmetros de entrada e máquinas com maior capacidade de processamento (Xia et al., 2008). Apesar dos parâmetros da equação serem os mesmos da USLE, o desenvolvimento da RUSLE permitiu a incorporação de conceitos baseados na descrição do processo físico, melhorando as predições da erosão (Renard et al., 1997).

A erosão é um problema de caráter global, que atinge o planeta em todos os continentes. De acordo com Renard et al. (1997), em áreas agrícolas o problema torna-se mais sério do que em outras áreas com cobertura de pastagens e florestas, e por isso mesmo necessita ser mais estudado. A integração de técnicas de sensoriamento remoto com modelos de predição de perdas de solo pode facilitar os estudos da erosão e os diversos fatores relacionados (Xia et al., 2008). Yue-qing et al. (2009) utilizaram essas tecnologias e concluíram que, para o ordenamento e gestão sustentável de conservação do solo de forma global é fundamental a avaliação da perda de solo e sua distribuição espacial.

Pandey et al. (2009) avaliaram a produção de sedimentos da bacia do rio Dikrong de Arunachal Pradesh (Índia), empregando técnicas de sensoriamento remoto e SIG, e os modelos MMF (Morgan e Morgan Finney Model) e USLE. Os autores encontraram valores de perdas de solo média anual em torno de 75,66 e 57 t ha⁻¹ ano⁻¹, e concluíram que a integração de modelos de predição de perdas de solo com o SIG é uma boa ferramenta para o gerenciamento de recursos naturais.

Segundo Guerra et al. (2005), a utilização de bacias hidrográficas como unidade de planejamento tem se mostrado como referência eficiente no gerenciamento dos recursos naturais, principalmente água e solo, pois nessas, a entrada, o armazenamento e as transferências internas e saídas de energia encontram-se em processo de balanço dinâmico. Caso haja qualquer modificação na dinâmica desse sistema, ocorrerá uma mudança compensatória que tende a minimizar o efeito dessa modificação e restaurar o estado de equilíbrio.

Considerando que o equilíbrio dinâmico de energia e matéria, em geral, encontra-se em alteração, constata-se a redução na sustentabilidade do solo e da água. A água a cada dia torna-se recurso cada vez mais escasso, tanto para áreas urbanas quanto rurais. Além disso, a falta de planejamento do setor agrícola e a não observância de práticas conservacionistas adequadas comprometem a sustentabilidade da produção agrícola do solo e a qualidade da água devido ao transporte de grandes quantidades de solo e nutrientes (Fujihara, 2002).

A principal causa de ocorrência dos processos erosivos é o uso inadequado do solo, além de sua capacidade de suporte ou aptidão. A resistência que o solo exerce a ação erosiva da água está condicionada a diversas características ou propriedades físicas e químicas, e pela natureza e quantidade do seu revestimento vegetal (Morgan, 2005). O potencial natural de erosão (PNE) expressa o condicionamento natural da área ao processo erosivo, podendo ser atenuado ou não, conforme as práticas de manejo adotadas (Irven, et al. 2007).

Segundo Yue-Qing et al. (2008), em trabalho desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Maotiao, nas coordenadas 106° 00' e 106° 53' leste e 26° 00' 26° 52', localizado na parte central da província de Guizhou, sudoeste da China, em área de 3.109 km², em clima subtropical e de monções com temperatura média anual 14,2°C e média anual de precipitação de 1300 mm e altitude média variando entre 775 a 1762 metros, o autor concluiu que a utilização de mapas de risco e potencial natural de erosão é tanto mais necessário quanto maior a susceptibilidade à erosão.

Atualmente, a determinação do risco de erosão em áreas suscetíveis e com alta densidade demográfica pode ser uma ferramenta indispensável para prever futuras possibilidades de ocorrência de catástrofes. O resultado dessa prática auxilia planejadores e gestores de políticas públicas que trabalham no sentido de prevenir desastres ambientais em áreas urbanizadas, como também no meio rural, no sentido de diagnosticar áreas mais suscetíveis ao processo erosivo (Yue-Qing et al., 2008).

De acordo com Jabbar & Chen (2005), em estudo desenvolvido no norte da província Shaanxi na China, com longitude 109° a 110° leste e latitude 38° 40' e 37° 20' norte, e área de 13.746 km², com clima de monções. O autor conclui que a integração de técnicas de sensoriamento remoto, SIG e modelos de predição de erosão na execução do planejamento de uso de solo e da água, em bacias hidrográficas, pode se tornar ferramenta indispensável, e muito importante na elaboração dos mapas de risco e potencial natural de erosão dos solos.

Logo, esse capítulo teve o objetivo de aplicar o modelo RUSLE na predição da erosão hídrica em período quinzenais na bacia Palmares-Ribeirão do Saco, em Paty do Alferes e Miguel Pereira-RJ, utilizando-se de técnicas de sensoriamento e SIG. Pretendeu-se, também, determinar o risco de erosão e o potencial natural de erosão hídrica para a área de estudo, no período de 1986 a 2009.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, pertencente à bacia hidrográfica do Paraíba do Sul. A bacia apresenta relevo ondulado em sua maior parte e se localiza entre as coordenadas 22° 30' 33" e 22° 22' 53" Sul e 43° 30' 15" e 43° 20' 50" Oeste. O clima é classificado como Cw, segundo Köppen, com temperatura variando de 12 °C a 30 °C, e precipitação anual de 1.100 a 1.700 mm.

Para a predição das perdas de solo foi utilizado o modelo RUSLE (Renard et al, 1997), que a exemplo da USLE (Wischmeier & Smith, 1978) é apresentado na Equação 3. A forma de determinação de alguns parâmetros difere entre os dois modelos, sendo a erosividade (R) calculada em Períodos quinzenais e o comprimento de rampa (L) discretizado, visando a melhor caracterização do tipo de encosta.

Para a determinação de R, foram utilizados os dados de pluviogramas da estação meteorológicas de Avelar, distrito de Paty do Alferes-RJ, referentes aos anos de 2001 a 2009, os quais foram cedidos pela PESAGRO-Rio. Foi analisado também o padrão de chuva predominante para os anos estudados. Para o cálculo dos índices de erosividade, foi utilizado o programa computacional CHUVEROS (feito pelo Prof. Elemar Antonino Cassol), desenvolvido com base no modelo matemático proposto por Wischmeier & Smith (1958). No programa em questão, a energia cinética correspondente a cada segmento de chuva é calculada utilizando a equação sugerida por Foster et al. (1981), convertendo os dados para o Sistema Internacional de Unidades (SI):

$$Ec = 0,0119 + 0,0873 \log I \quad (7)$$

em que,

Ec – energia cinética por mm de chuva, MJ ha⁻¹ mm⁻¹, e
I – intensidade de chuva, mm h⁻¹.

O resultado da aplicação da Equação 7 foi multiplicado pela lâmina precipitada em cada segmento, e então realizada a soma de todos os valores para um mesmo evento de precipitação, obtendo-se, com isso, a energia cinética total (Ec) para cada chuva.

Para a obtenção do índice EI₃₀, gerado em MJ mm ha⁻¹, foi identificada, para cada chuva, sua lamina máxima precipitada em 30 minutos, permitindo a obtenção da intensidade máxima de chuva observada na mesma duração (I₃₀), viabilizando a aplicação da equação (8) para o cálculo do índice EI₃₀ (Carvalho et. al. 2005).

$$EI_{30} = Ec I_{30} \quad (8)$$

O somatório dos diversos valores dos índices EI₃₀, produzido a partir dos cálculos anteriores para cada chuva, possibilitou determinar os índices quinzenais, mensais e anuais.

No período de 1986 a 2000, os índices EI₃₀ foram obtidos por meio de equações de regressão ajustadas entre o índice de erosividade médio mensal (EI₃₀) e a precipitação média mensal (p) ou o coeficiente de chuva (Rc) (Carvalho et al., 2009) (Tabela 10).

Tabela 10: Equações de regressão ajustadas entre o índice de erosividade médio mensal (EI 30) e a precipitação média mensal (p) ou o coeficiente de chuva (Rc).

Mês	Equação da 1ª Quinzena	Equação da 2ª Quinzena
Janeiro	EI30 = 2,488p -5,482	EI30 = 7,100p -71,66
Fevereiro	EI30 = 12,49p -132,0	EI30 = 1,945p -5,440
Março	EI30 = 9,702p -82,72	EI30 = 4,335p -5,482
Abril	EI30 = 18,30p -151,2	EI30 = 18,30p -151,2
Mai	EI30 = 1,672p -5,698	EI30 = 1,672p -5,698
Junho	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Julho	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Agosto	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Setembro	EI30 = 1,985p - 5,329	EI30 = 2,058p - 8,611
Outubro	EI30 = 2,915p - 8,677	EI30 = 6,742p - 59,72
Novembro	EI30 = 22,06p - 262,3	EI30 = 7,062p - 4,10
Dezembro	EI30 = 4,997p - 26,57	EI30 = 14,30p - 160,7

Para utilizar o modelo RUSLE, foram ajustadas as equações para os períodos quinzenais referentes aos meses de janeiro, fevereiro, março, setembro, outubro, novembro e dezembro. Para os meses de junho, julho e agosto foi utilizada a equação elaborada por Montebeller (2005), para a região de Vassouras.

A erodibilidade (K) dos solos da bacia, expressa em t ha h MJ⁻¹ mm⁻¹, foi calculada utilizando a Equação 9, segundo o Handbook 703 da RUSLE (Renard et al. 1997), para cada classe de solo presente na bacia (Figura 9).

$$K = \frac{2,1 \cdot 10^{-4} (12 - OM) M^{1,14} + 3,25(s - 2) + 2,5(p - 3)}{7,59 \cdot 100} \quad (9)$$

em que:

OM = conteúdo de matéria orgânica, dag kg⁻¹;

M = parâmetro que representa a textura do solo;

S = classe de estrutura do solo, adimensional;

p = parâmetro que permeabilidade do perfil, adimensional.

Os dados utilizados referentes à matéria orgânica, textura e estrutura foram extraídos de Palmiere et al. (1998), que caracterizaram os solos presentes na região (Figura 26). Além das informações contidas nos perfis de solos, foram coletadas amostras de solo adicionais em locais de coordenadas conhecidas para determinação da macroporosidade do solo pelo método do anel volumétrico.

O parâmetro M foi calculado utilizando a equação 10 (Wischmeier & Smith, 1978) e a permeabilidade do perfil (Pe), pela equação 11 (Cabello, 1978).

$$M = (\% \text{silte} + \% \text{areiafina})(100 - \% \text{argila}) \quad (10)$$

$$Pe = Po^2 \quad (11)$$

em que Po representa a percentagem de macroporos. Em função dos resultados encontrados na Equação 11, para cada perfil de solo, o parâmetro “p” da Equação 9 foi obtido conforme Wischmeier & Smith (1971), a partir da classificação da permeabilidade apresentada por Soil Survey Staff (1993) (Tabela 11). O levantamento de solos realizado foi semi-detalhado na escala 1:20.000.

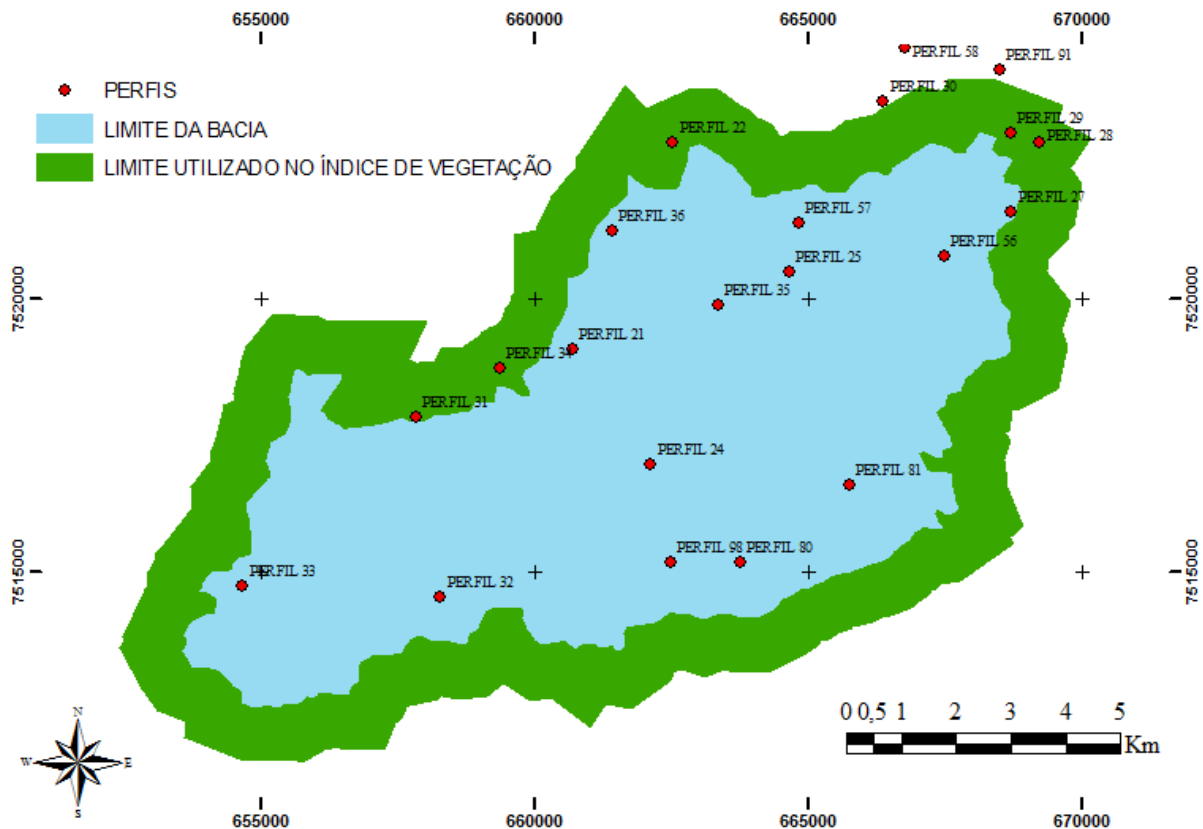


Figura 26. Distribuição geográfica dos perfis de solos, na região da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, cedidos pela Embrapa Solos.

Tabela 11: Classes de permeabilidade do solo para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

Classe	Permeabilidade (mm/h ¹)	Valores de p (eq. 11)
Rápida	> 250	1
Moderada a rápida	254 – 127	2
Moderada	127 – 63,5	3
Lenta a moderada	63,5 – 20	4
Lenta	20 – 5	5
Muito lenta	< 5	6

Para cálculo do comprimento de rampa (L) e da declividade (S) foi usado o modelo digital de elevação (MDE) da bacia (Figura 12), construído a partir da base digital, na escala 1:50.000, contendo as curvas de nível da região (Figura 5). O MDE gerado passou por uma análise de consistência, visando à eliminação de depressões insignificantes (dados espúrios), e, para isso, foi necessário definir o tamanho do pixel da bacia objeto de estudo em 10 metros. Utilizou-se o pixel de 10 metros por proporcionar maior riqueza de detalhes e também por ser compatível com as imagens CBERS (pixel de 20 m) e Landsat (pixel de 30 m).

O valor do pixel para o cálculo dos comprimentos de rampa (L) foi obtido após a definição da direção de fluxo na bacia. Esse procedimento foi realizado com a ferramenta *flowdirection* do programa ArcGIS (ESRI, 2006), no qual o pixel assumiu o valor de 10 m no sentido perpendicular à célula e de 14,14 m no sentido diagonal.

Para o cálculo do comprimento da rampa (L) foi utilizado o método recomendado no Handbook 703 (Renard et al., 1997), que divide o terreno em segmentos, de acordo com a inclinação de cada rampa (Equação 12).

$$L = \left(\frac{\lambda}{72,6} \right)^m \quad (12)$$

em que:

m = variável do expoente comprimento de rampa (equação 13); e

λ = comprimento de rampa, em pés;

$$m = \frac{\beta}{(1 + \beta)} \quad (13)$$

$$\beta = \frac{\left(\frac{\text{sen}\theta}{0,0896} \right)}{\left[3(\text{sen}\theta)^{0,8} + 0,56 \right]} \quad (14)$$

em que:

θ = ângulo do declive;

β = taxa de erosão em sulcos;

O calculo do fator declive (S) também foi calculado a partir da equação recomendada pelo Agriculture Handbook 703 (Renard et al., 1997), conforme as expressões abaixo:

$$S = 10,8.\text{sen}\theta + 0,03 \quad s < 9\% \quad (15)$$

$$S = 16,8.\text{sen}\theta - 0,50 \quad s \geq 9\% \quad (16)$$

O fator uso e manejo do solo (C) foi determinado com a técnica do sensoriamento, remoto, usando imagens de satélite compreendendo o período de 1986 a 2009, a partir das quais foram determinados os índices de vegetação da diferença normalizada (NDVI), conforme Tucker (1979). Após a classificação das imagens, foi possível determinar três tipos de cobertura: solo exposto e/ou construções, área de pastagem e mata, sendo atribuídos, respectivamente, os valores (C) de 1,0; 0,002 e 0,000001, de acordo com Stein et al. (1987).

Para calcular perdas de solos foi usado o fator “C” obtido conforme itens 4.5.4, 4.5.5 e 4.5.6 (capítulo anterior). A análise da cobertura do solo foi feita a partir de comparações entre as imagens para um mesmo ano, em diversos meses e anos, com imagens de mesma época do ano, procurando, assim, considerar as variações na cobertura devidas aos diversos estágios de desenvolvimento da vegetação. Para o fator práticas conservacionistas (P) foi usado o valor unitário (1,0), pois na região poucas áreas com atividades agrícolas aplicam práticas conservacionistas, com o preparo do solo, inclusive, sendo realizado morro abaixo.

Com os parâmetros do modelo RUSLE calculados, as perdas de solo para cada período quinzenal foram obtidas no ambiente ArcGIS (ESRI, 2006), para o período de 1986 a 2009, de acordo com o NDVI reescalado (item 4.4.9). As imagens geradas foram reclassificadas e comparadas considerando os diferentes métodos de determinação do fator C.

O potencial natural de erosão (PNE), expresso em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, usa parte da equação da RUSLE e é definido pelo produto dos fatores que dependem das condições naturais do clima, do solo e do relevo (Equação 17) (Pedro, 2002; Souza et al., 2005; Weil & Sparovek, 2008).

$$PNE = R\ K\ L\ S \quad (17)$$

em que:

R = fator erosividade da chuva ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$);

K = fator erodibilidade do solo ($t\ h\ ha$) ($MJ\ ha\ mm$)⁻¹;

L = fator comprimento de rampa; e

S = fator declividade.

O PNE foi calculado utilizando o programa ArcGIS (ESRI, 2006), multiplicando os mapas de K e LS (Figura 27) pelos valores totais anuais de EI₃₀ (R). Os valores de erodibilidade variaram entre 0,012 a 0,030 t há h MJ⁻¹mm⁻¹.

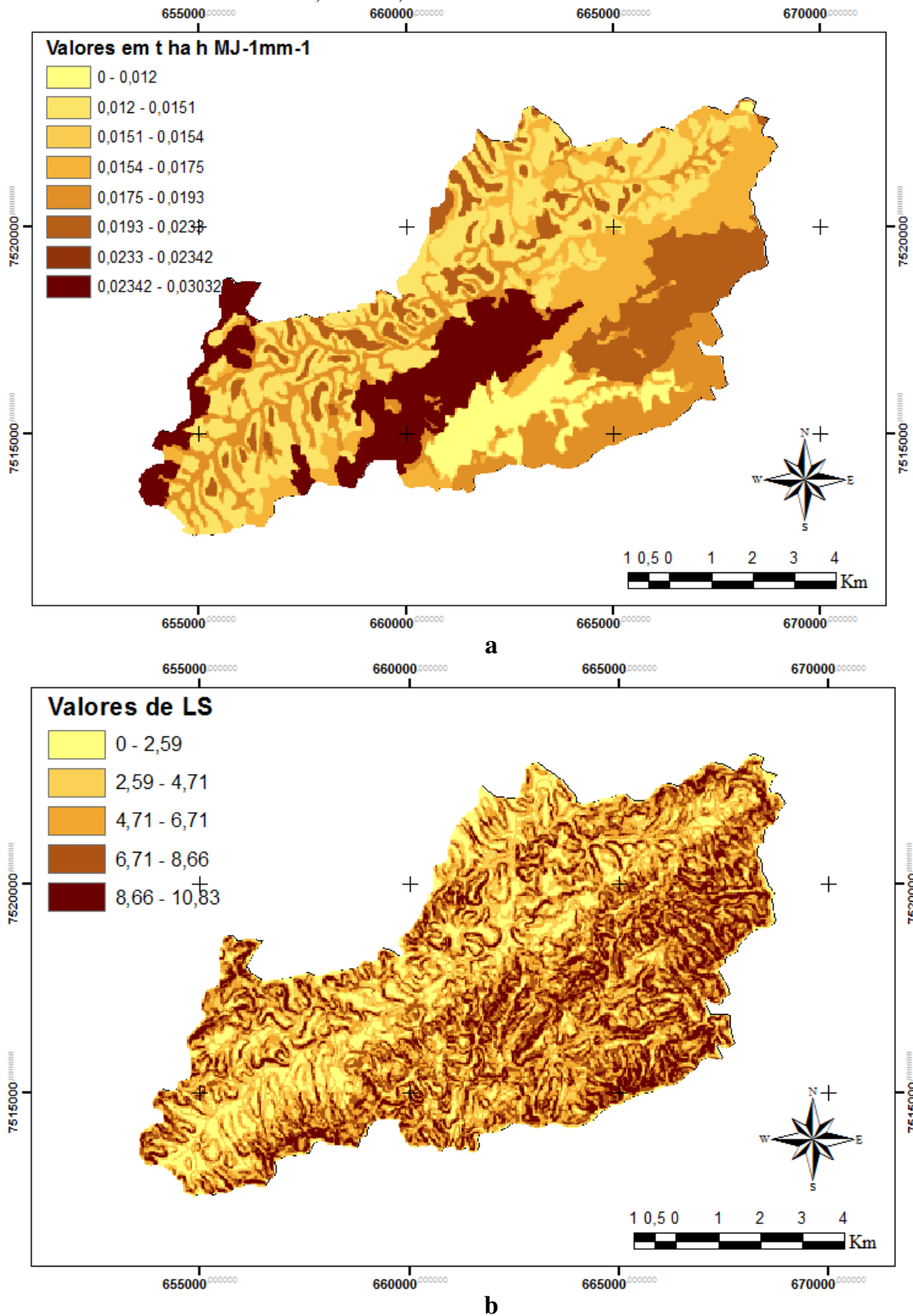


Figura 27. Mapas de erodibilidade (a) e fatores LS (b) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

Utilizando a Equação 17, os valores de PNE foram obtidos para cada ano da série histórica de dados pluviográficos utilizada (1986-2009). A Tabela 12 apresenta os valores totais de EI₃₀ usados nesse cálculo.

Tabela 12: Valores médios quinzenais e total anual de EI₃₀, com base na série pluviográfica referente ao período 1986-2009

Mês	EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)
1986	6.726,14
1987	11.009,55
1988	9.096,50
1989	7.160,24
1990	5.266,00
1991	10.155,57
1992	9.154,24
1993	5.744,09
1994	9.719,99
1995	10.272,95
1996	8.425,28
1997	6.030,84
1998	6.653,23
1999	5.706,96
2000	6.383,97
2001	5.392,19
2002	4.934,60
2003	3.912,87
2004	6.544,80
2005	1.440,80
2006	1.669,49
2007	7.987,45
2008	6.177,64
2009	8.296,90
Médio	7.065,56

Após a confecção dos mapas, eles foram reclassificados em classes de 250 ton ha⁻¹, seguindo a recomendação proposta por Lagrotti (2000) (Tabela 13).

O risco de erosão (RE) foi calculado utilizando a Equação 18, conforme Tavares et al. (2003).

$$RE = \frac{A}{T} \quad (18)$$

em que:

A = perda de solo anual (t ha⁻¹ ano⁻¹); e
T = tolerância (mm ano⁻¹).

Tabela 13: Classes de risco (RE) e potencial natural de erosão (PNE) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

RE (t ha ⁻¹ mm ⁻¹)	PNE (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Classificação
< 1	< 250	Muito Baixo
1 a 2	250 a 500	Baixo
2 a 5	500 a 750	Moderado
5 as 10	750 a 1.000	Alto
> 10	> 1.000	Muito Alto

O cálculo de T foi realizado pelo método de Lombardi Neto & Bertoni (1975) (equação 19), utilizado também por Bertol & Almeida (2000) para determinar a tolerância à perda de solos para o Estado de Santa Catarina. Segundo os autores, esse método adota como critério a manutenção da capacidade produtiva dos solos procurando preservar sua profundidade.

$$T = \frac{h r}{1000} \quad (19)$$

em que:

h = profundidade efetiva do solo (mm), limitada a 1.000 mm;

r = quociente que expressa o efeito da relação textural entre os horizontes B e A na ponderação das perdas de solo (g kg⁻¹) (g kg⁻¹)⁻¹, e

1.000 = constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1 m de espessura, desconsiderando a formação do solo nesse período.

A suposição de que uma camada de solo de um metro de espessura é desgastada a cada mil anos, desconsiderando a reposição natural de solo, explica o procedimento de limitar a profundidade efetiva do solo a 1,0 m ou 1.000 mm no cálculo e tolerância de perdas de solo.

O parâmetro “r” foi obtido a partir das informações contidas nos perfis de solo utilizados nesse trabalho, conforme (Palmieri et al., 1998), tomando como referência o mapa de solos da bacia (Figura 9).

Para cada ano da serie histórica utilizada, foram gerados mapas de risco de erosão no ambiente ArcGIS (ESRI, 2006), os quais foram reclassificados conforme Tabela 13 (Lagrotti, 2000).

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1 Erosividade das Chuvas

A Tabela 14 apresenta os valores de EI_{30} mensais e total para cada ano da série de pluviogramas. Os meses com maiores valores de erosividade são aqueles compreendidos de outubro a março. O ano de maior erosividade foi o de 2009, com $8.592,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em que somente o mês de novembro contribui com $5.864,3 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, valor esse maior que o valor anual dos anos anteriores. Nesse mês, ocorreu um evento de precipitação de 148,9 mm, com duração de 6,0 h.

Tabela 14: Índices de erosividade EI_{30} ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) em períodos quinzenais para a cidade de Paty do Alferes, no período de 2001 a 2009, calculados a partir dos pluviogramas

MÊS/ QUINZENA	ANO									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
JAN	1 ^a	18,1	569	159,4	44	102,6			83,4	
	2 ^a		564,6	1034,3	0	396,7	189,7		525,3	
FEV	1 ^a		46,8	61,2	1036,4	105,2	164,6		676,3	
	2 ^a		55,2	42,5	107,6	32	123,2		0	
MAR	1 ^a		0	179,4	75,2	61,7	25,8		172,9	
	2 ^a		226,6	61,9	662	182,4	197,6		138	
ABR	1 ^a	127,4	59,1	100,3	612,5	15,2	0		0	
	2 ^a	0	0	87,5	0	45,7	0		106,9	
MAI	1 ^a	31,9	517,1	18	32,6	0	20,7		0	
	2 ^a	4,9	12,4	0	0	0	0		3,9	
JUN	1 ^a		0	0	0	0	0		1,5	
	2 ^a		0	0	0	6,4	0		0	
JUL	1 ^a		17,1		15,3	0	0		11,4	
	2 ^a		0		0	29,1	0		11,4	
AGO	1 ^a		54,9		0	0	9		0	
	2 ^a		143,8	0	0	0	89,6		0	
SET	1 ^a		44,8	3,7	0	0	14,9		4,9	
	2 ^a		20	60,4		5,2	5,2	46,2	39,1	
OUT	1 ^a		8,3	106,3	36,4	0	78,19	114,2	88,1	
	2 ^a		367,6	164	32,6	1,1	47,1	82,9	394,3	
NOV	1 ^a	85,5	459,5	636,6		212,5	36	193	5298,6	
	2 ^a	216,4	435,9	394,1		67,8	32,4	148	551,6	
DEZ	1 ^a	424,1	244,5	150,3		64,6	95,6	64,9	189,3	
	2 ^a	615,5	1638,3	57,7		171,2	437,3	244,4		
TOTAL		1.505,7	4.934,6	3.737,2	2.770,0	1440,8	1669,49	0	893,6	8.296,9

Analisando os índices de erosividade ao longo dos anos, se observa que em alguns meses ocorreram valores mais elevados como é o caso de novembro ($928,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de 2002, janeiro ($1.758,4 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e novembro ($1.107,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de 2003, fevereiro ($1.273,2 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de 2004 e novembro ($5.864,3 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de 2009. Já os meses de menores valores de erosividade foram os de junho, julho e agosto.

Os valores em branco, na Tabela 14, indicam inexistência de dados pluviográficos, em virtude de defeitos no aparelho. Para contornar tal situação, foram utilizadas as equações apresentadas na Tabela 15, possibilitando a estimativa da erosividade por meio de dados pluviométricos. O mesmo procedimento foi utilizado no período de 1985 a 2000, a fim de disponibilizar dados de EI₃₀ no mesmo período das imagens de satélite utilizadas no estudo.

Tabela 15: Equações de regressão ajustadas entre o índice de erosividade médio mensal (EI 30) e a precipitação média mensal (p) ou o coeficiente de chuva (Rc).

Mês	Equação da 1ª Quinzena	Equação da 2ª Quinzena
Janeiro	EI30 = 2,488p -5,482	EI30 = 7,100p -71,66
Fevereiro	EI30 = 12,49p -132,0	EI30 = 1,945p -5,440
Março	EI30 = 9,702p -82,72	EI30 = 4,335p -5,482
Abril	EI30 = 18,30p -151,2	EI30 = 18,30p -151,2
Maio	EI30 = 1,672p -5,698	EI30 = 1,672p -5,698
Junho	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Julho	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Agosto	EI30 = 6,8865p - 275,47	EI30 = 6,8865p - 275,47
Setembro	EI30 = 1,985p - 5,329	EI30 = 2,058p - 8,611
Outubro	EI30 = 2,915p - 8,677	EI30 = 6,742p - 59,72
Novembro	EI30 = 22,06p - 262,3	EI30 = 7,062p - 4,10
Dezembro	EI30 = 4,997p - 26,57	EI30 = 14,30p - 160,7

Nas Tabela 16, 16 e 17 são apresentados os resultados da erosividade calculados a partir das equações acima descritas. A erosividade calculada a partir das equações da Tabela 15 tem valores maiores que as obtidas a partir de pluviogramas, como observado para alguns meses, como é o caso da segunda quinzena do mês de dezembro.

Nas Tabela 2 a 10 dos anexos são apresentados os resultados dos cálculos de erosividade referentes aos dados da estação meteorológica de Avelar – PESAGRO, para os anos de 2001 a 2009, respectivamente. As tabelas citadas detalham todos os parâmetros utilizados no cálculo do EI₃₀. O padrão de chuva predominante para todos os anos foi o avançado, apresentando-se com 56% em 2001, 72% em 2002, 53% em 2003, 2004 e 2005, 47% em 2006, 100% em 2007, 70% em 2008 e 53% em 2009. O padrão avançado se caracteriza por apresentar o pico de intensidade no primeiro terço de duração das chuvas. Normalmente, esse padrão está associado a menores perdas de solo (Carvalho et al., 2009). Os demais padrões se apresentaram homogêneos.

Tabela 16: Índices de erosividade EI₃₀ (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 1985 a 1992.

MÊS/ QUINZENA	ANO								
	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	
JAN	1 ^a	100,10	243,81	105,23	538,15	239,59	347,07	264,71	281,13
	2 ^a	1658,64	32,71	982,69	267	120,04	328,78	1071,44	2619
FEV	1 ^a	1067,04	512,48	1770,23	2954,28	1295,61	0	412,56	0
	2 ^a	119,04	221,35	29,57	166,50	138,49	163,97	100,17	126,04
MAR	1 ^a	636,19	1110,63	1394,9	386,86	744,86	0	807,92	284,98
	2 ^a	172,25	197,82	20,53	140,61	322,68	270,22	479,17	304,90
ABR	1 ^a	0	0	2326,62	253,23	858,96	992,55	27,4	652,17
	2 ^a	423,42	740,01	0	474,66	0	491,13	29,87	535,05
MAI	1 ^a	9,35	59,31	17,4	34,76	34,09	66,36	0	14,72
	2 ^a	41,45	21,89	540	108,49	19,54	42,13	0	0
JUN	1 ^a	0	0	0	0	287,80	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
JUL	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
AGO	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
SET	1 ^a	28,62	0	57,4	0	45,88	126	0	80,423
	2 ^a	109,51	54,37	77,83	33,58	62,39	63,83	124,34	196,98
OUT	1 ^a	47,58	0	17,85	210,53	33,30	6,19	262,13	269,41
	2 ^a	207,94	106,13	714,94	625,94	99,39	169,51	0	0
NOV	1 ^a	924,52	306,85	333,32	725,99	681,87	61,98	1056,89	2347,8
	2 ^a	1050,96	51,69	274,85	163,98	267,08	474,70	39,68	647,01
DEZ	1 ^a	412,26	224,78	760,96	136,33	336,21	404,67	324,72	343,20
	2 ^a	1809,84	2842,3	1585,33	1875,62	1572,46	1256,43	4106,42	451,34
TOTAL		8813,65	6726,14	11009,55	9096,50	7160,24	5266	10155,56	9154,2

Tabela 17: Índices de erosividade EI₃₀ (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 1993 a 2000.

MÊS/ QUINZENA	ANO								
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	
JAN	1 ^a	169,43	335,37	111,95	251,78	350,30	123,65	337,12	257,25
	2 ^a	519,77	348,66	1126,11	575,15	813,71	191	952,81	375,64
FEV	1 ^a	349,50	277,67	1714,02	2046,26	844,71	316,39	933,40	552,45
	2 ^a	205,40	18,28	50,77	148,02	286	204,62	141,41	22,57
MAR	1 ^a	469,32	1133,91	367,45	703,14	405,29	0	0	798,22
	2 ^a	379,89	067,86	359,09	244,65	27,03	148,84	30,83	380,33
ABR	1 ^a	564,33	754,65	18,99	137,94	39,12	240,42	10,35	348,39
	2 ^a	165,39	752,82	218,46	218,6	445,98	278,85	0	386,82
MAI	1 ^a	10,18	46,37	58,34	2,66	0	32,59	0	5,17
	2 ^a	5,50	364,85	0	10,52	22,89	125,72	0	3
JUN	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
JUL	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
AGO	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0	0
SET	1 ^a	0	0	6,581	316,84	0	0,23	0	108,21
	2 ^a	167,14	0	126,39	12,38	58,89	14,64	23,28	6,41
OUT	1 ^a	54,87	28,63	169,43	165,06	19,89	346,08	0	51,96
	2 ^a	47,48	417,61	621,90	56,24	400,08	388,62	187,71	41,41
NOV	1 ^a	514,21	209,78	1540,00	1438,53	397,29	1262,04	1098,80	154,63
	2 ^a	244,48	729,64	382,19	827,80	752,95	647,01	303,80	512,84
DEZ	1 ^a	362,19	689,00	318,72	579,57	113,35	389,68	621,04	636,03
	2 ^a	1514,97	2544,60	3082,54	690,15	1053,37	1942,14	780,24	1742,63
TOTAL		5744,09	9719,99	10272,94	8425,27	6030,84	6653,22	5706,96	6383,9

Tabela 18: Índices de erosividade EI₃₀ (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) em períodos quinzenais para Paty do Alferes no período de 2001 a 2009.

MÊS/ QUINZENA	ANO									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
JAN	1 ^a	264,46					495,37	266,98		
	2 ^a	149,15					1596,1	834,3		
FEV	1 ^a	1012,0					783,51	1029,5		
	2 ^a	0,83					13,04	178,36		
MAR	1 ^a	2006,1					0	395,58		
	2 ^a	329,4					273,25	106,36		
ABR	1 ^a						181,86	2063,1		
	2 ^a						154,41	375,84		
MAI	1 ^a						0	6,84		
	2 ^a						21,72	0		
JUN	1 ^a	0					0	0		
	2 ^a	0					0	0		
JUL	1 ^a	0		275,47			0	0		
	2 ^a	0		0			0	0		
AGO	1 ^a	0		0			0	22,5		
	2 ^a	0					0	4,6		
SET	1 ^a	1,82					0	0		
	2 ^a	36,05					9,5			
OUT	1 ^a	0					0			
	2 ^a	86,58					224,79			
NOV	1 ^a				657,60		2744,4			
	2 ^a				949,27		317,92			
DEZ	1 ^a				653,02		153,82			
	2 ^a				1.508,11		1017,6			
TOTAL		3886,3	0	275,47	3.768,0	0	0	7987,4	5283,9	0

5.5.2 Erodibilidade dos Solos

A Figura 28 apresenta o mapa de erodibilidade dos solos, estando os valores de acordo com Beskow et al. (2009), que efetuou um estudo na Bacia do Rio Grande, localizada no sul de Minas Gerais, entre os paralelos 21° 14'S e 22° 22'S; 43° 53'W e 44° 44'W, com área de 6273 km², com clima classificado de Cwa e Cwb de acordo com Köppen. A precipitação média anual varia de 1600 mm a mais de 2.300 mm, tendo como solos predominantes na região Cambissolos, Latossolo, Gleissolos e Neossolo Flúvico. Na área objeto de estudo, o fator K apresentou variação de 0,0012 a 0,03 t ha h MJ⁻¹ mm⁻¹.

Com base na Figura 9, percebe-se que os maiores valores de erodibilidade ocorreram para a associação de diferentes classes de solo com o Argissolo, com exceção da unidade Argissolo Vermelho Amarelo/Latossolo Vermelho Amarelo. Por outro lado, os menores valores de erodibilidade ocorreram na associação de Latossolo Vermelho/Latossolo Vermelho Amarelo. Segundo Mannigel et al (2002), que trabalhou com vinte e cinco perfis de solos do Estado de São Paulo, concluiu que os Argissolos, normalmente, apresentam altos valores de erodibilidade enquanto os Latossolos apresentam baixos valores de K.

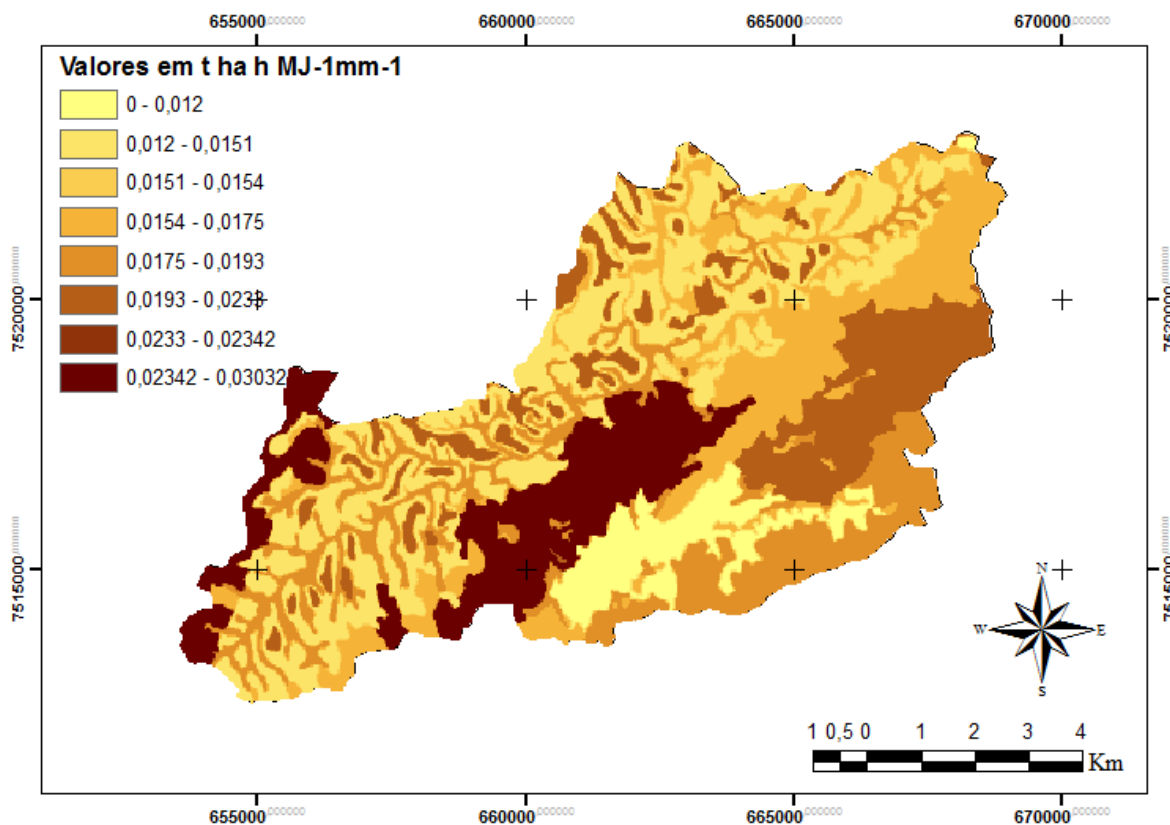


Figura 28. Erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

5.5.3 Comprimento da Vertente (L) e Fator Declividade (S)

Os valores de LS, na bacia hidrográfica são apresentados na Figura 29. A variação de LS foi de 0 a 10,8299992. Foi possível perceber que grande parte da bacia hidrográfica apresenta valores de LS elevados e superiores a 6,0, uma vez que esta região apresenta relevo fortemente ondulado e montanhoso (Tabela 2). Os maiores valores de declividade se localizam na parte sudoeste da bacia, enquanto os menores estão concentrados na região da bacia que vai de sudeste a noroeste, acompanhando a rede de drenagem.

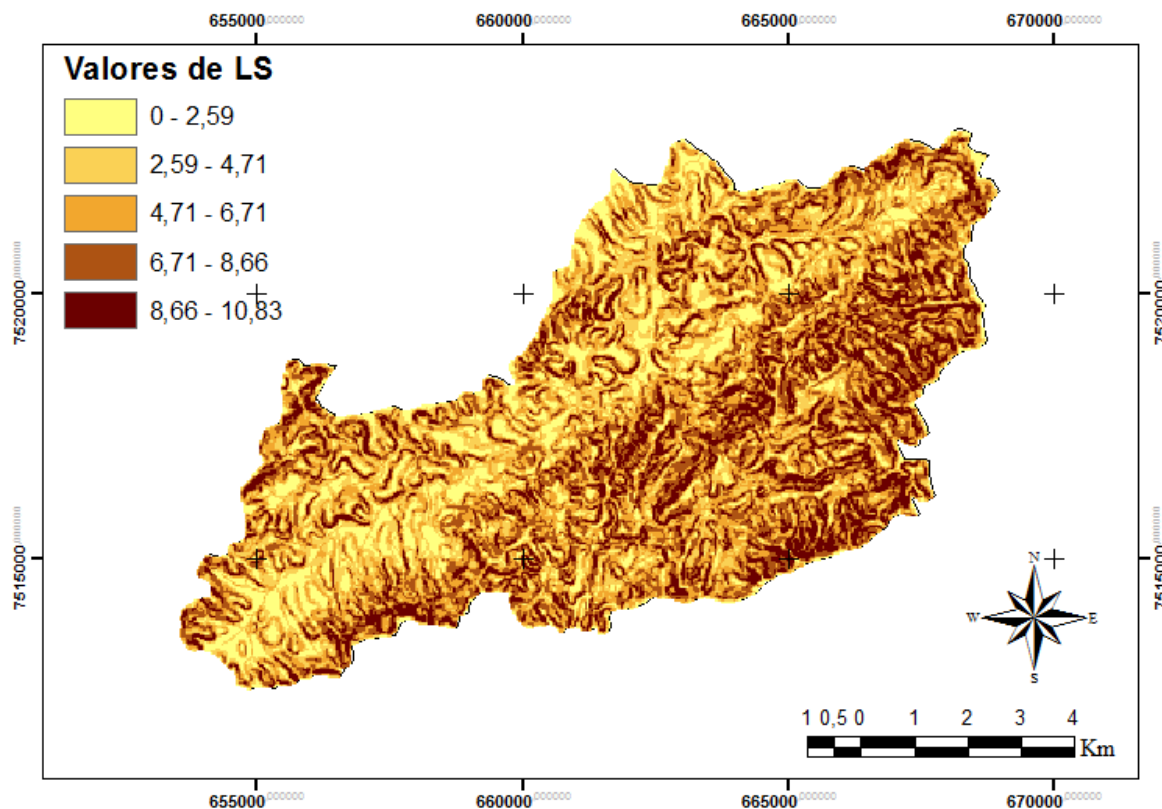


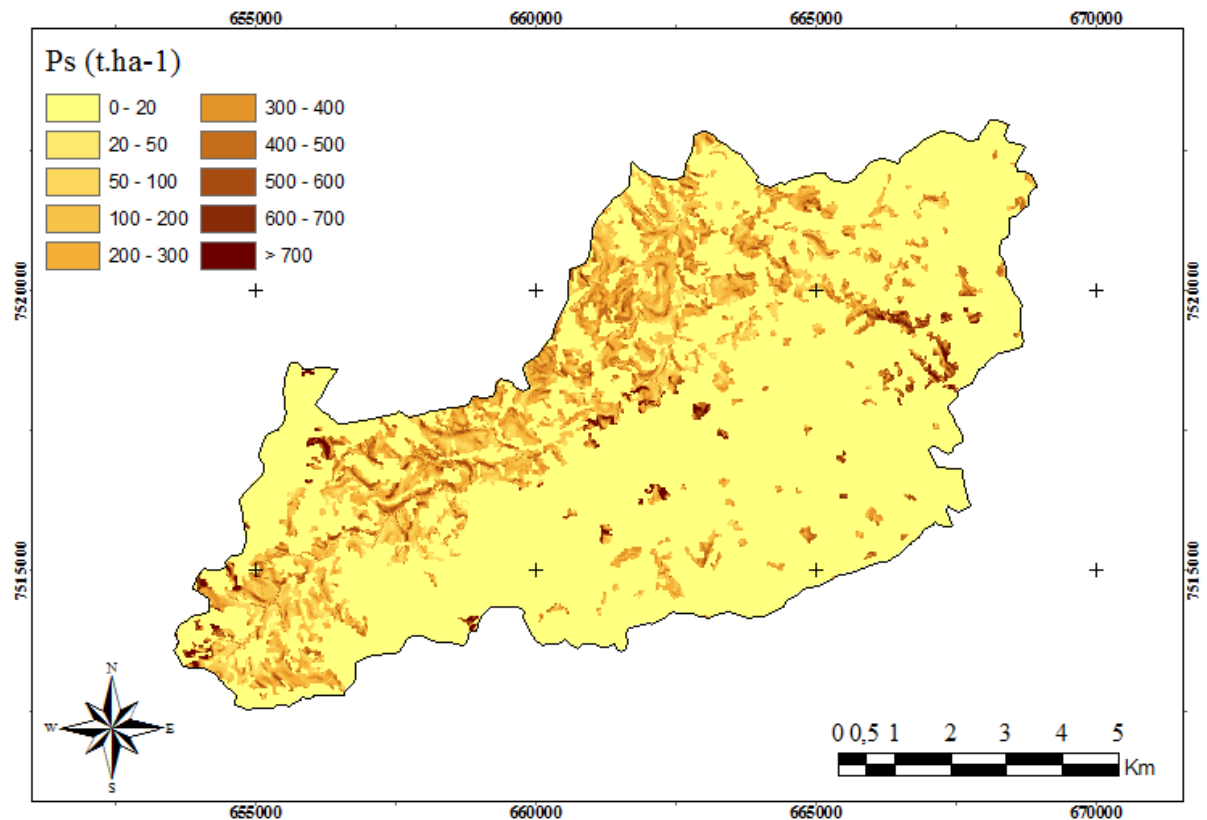
Figura 29. Valores de LS para bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

5.5.4 Perdas de Solo

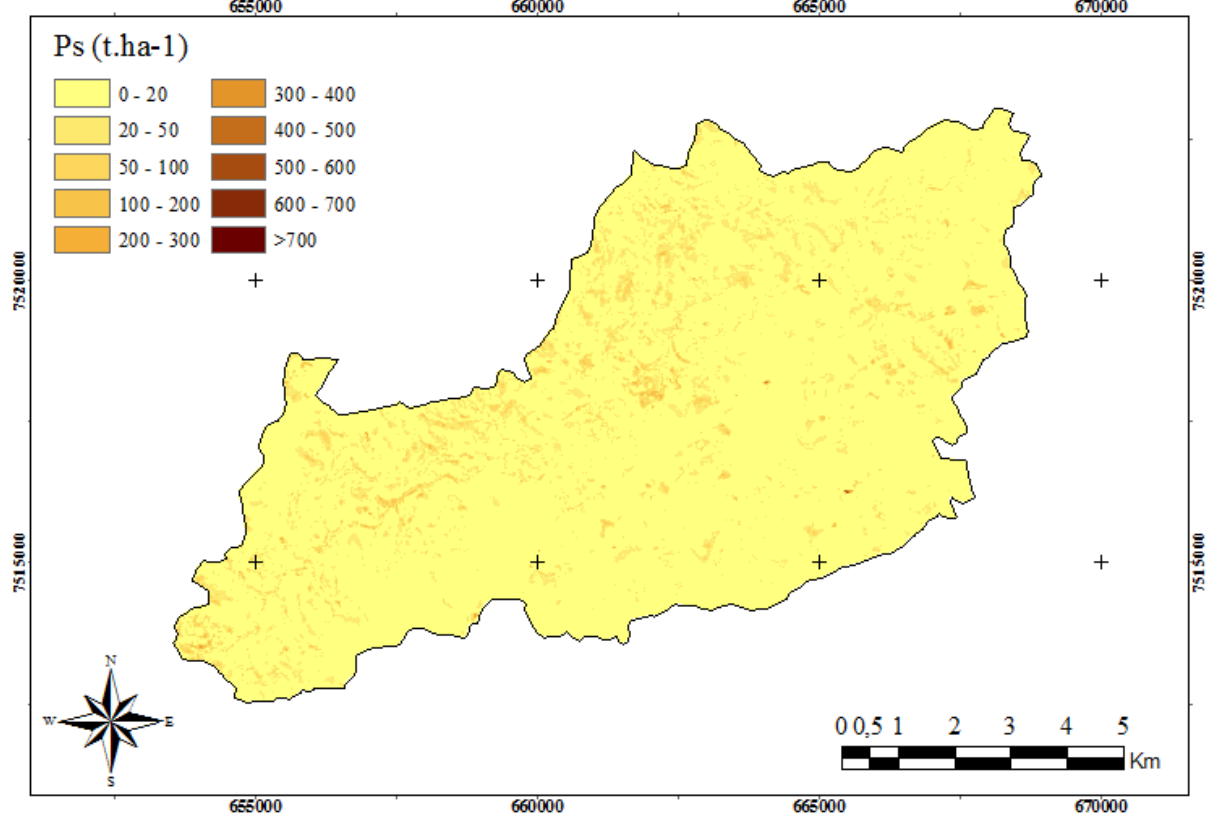
Na Figura 30 são apresentadas as perdas de solo para as três formas de determinação do fator “C” para a imagem referente ao dia 11/03/2007. Na Figura 30a, as perdas de solo foram determinadas pela metodologia da classificação do tipo de cobertura, descrita no item 4.4.6. As maiores perdas de solo foram obtidas em locais que apresentaram maior área classificada como solo exposto, que ocorreram de forma pontual na bacia, geralmente mais próxima da rede de drenagem.

Para a determinação do fator C pelo método de Van Der Knijff (Figura 30b) e NDVI reescalonado (Figura 30c), as perdas de solo se apresentaram de forma mais homogênea em toda a área de estudo. A metodologia de Van Der Knijff apresentou valores de perdas menores na faixa de 0 a 100 t ha⁻¹ e a do NDVI reescalonado na faixa de 0 a 200 t ha⁻¹.

Na Tabela 19 são apresentadas as classes de perdas de solos para as três formas de determinação do índice de cobertura. Na imagem classificada e na metodologia de Van Der Knijff, as perdas se concentraram, principalmente, até 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. Na metodologia do NDVI reescalonado as perdas foram maiores e variaram de 0 a 100 t ha⁻¹ ano⁻¹.



a



b

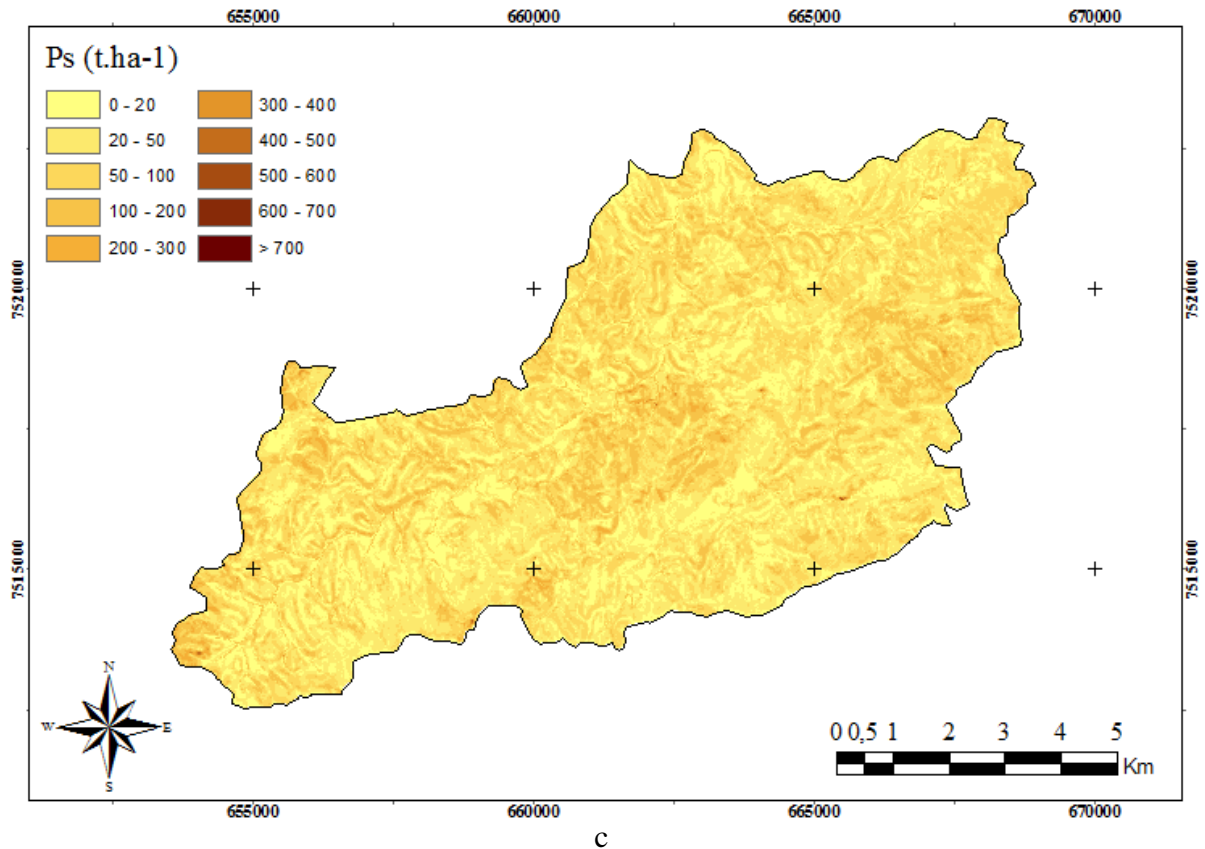


Figura 30. Perdas de solo para a imagem de 11/03/2007, utilizando o tipo de cobertura (a), método de Van Der Knijff (b) e NDVI reescalado (c).

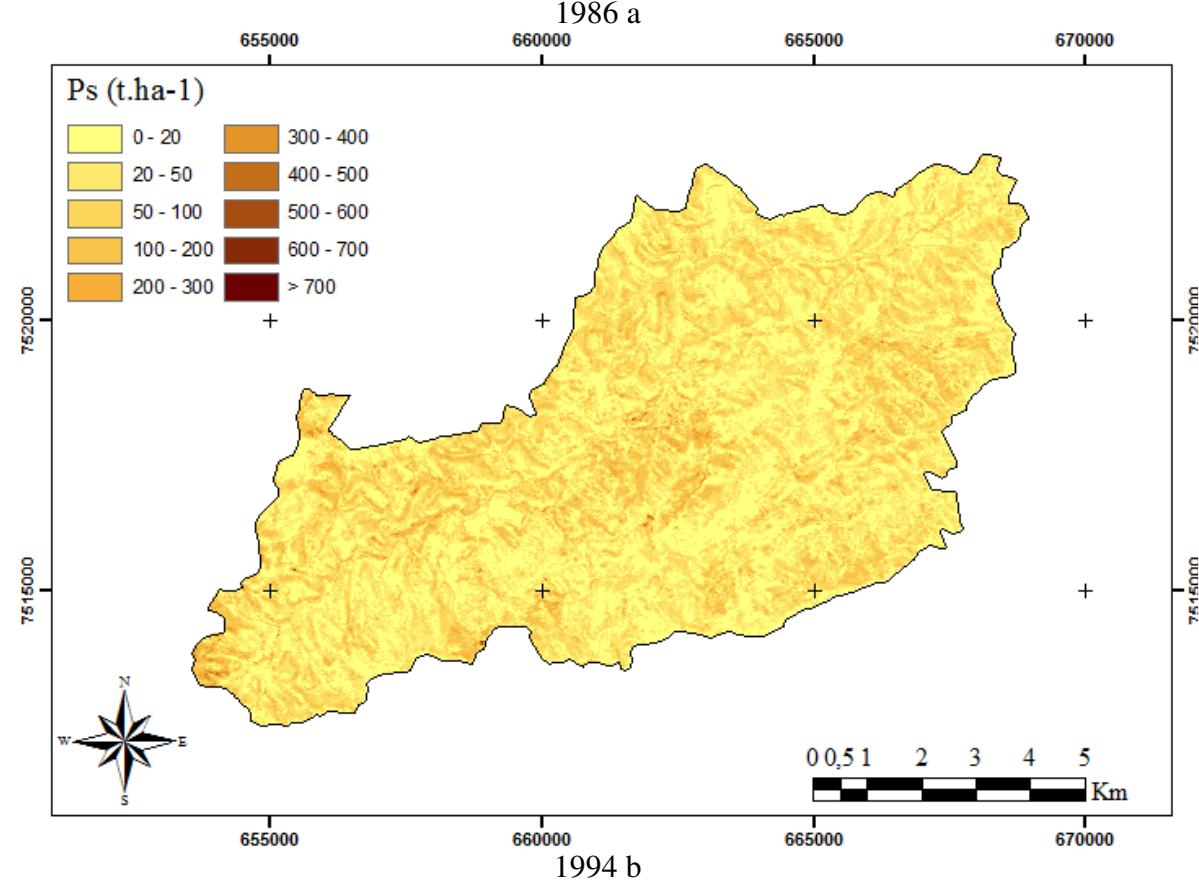
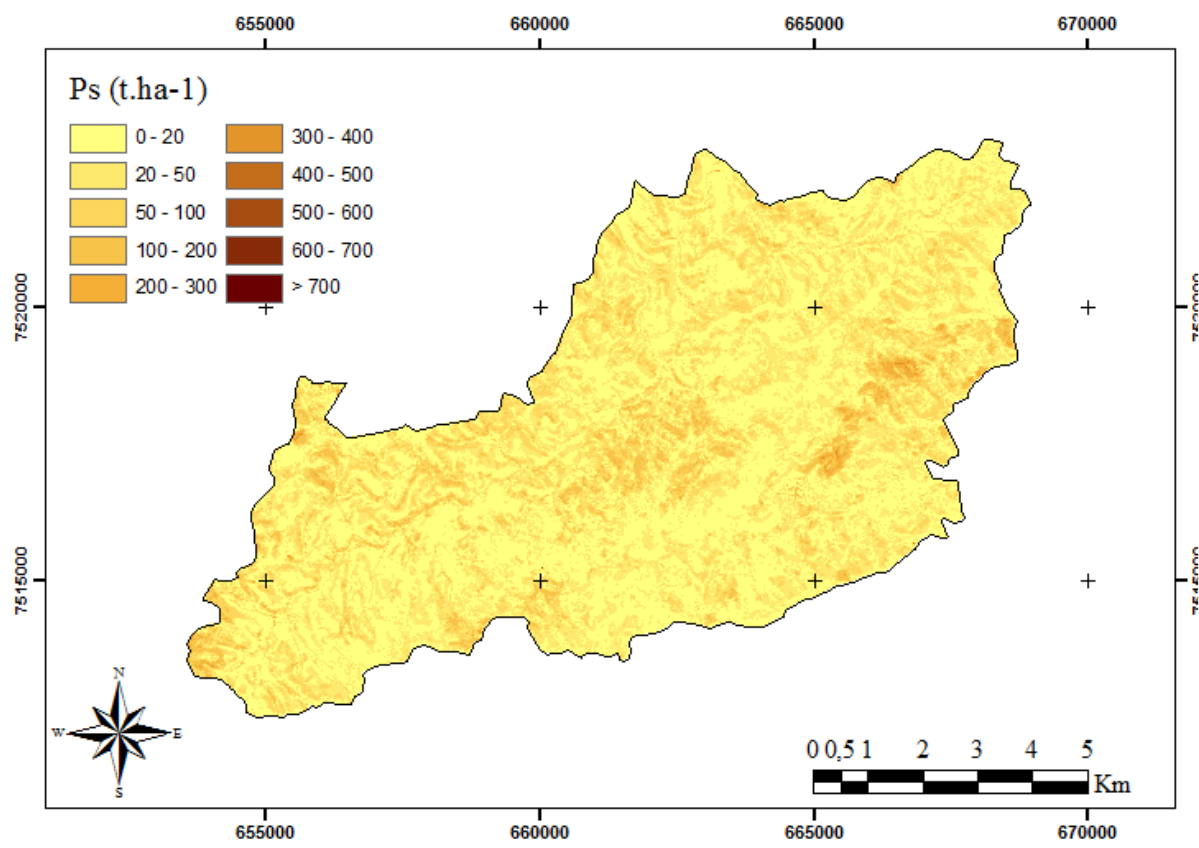
Tabela 19: Área (ha) para diferentes classes de perdas de solo e formas de determinação do fator C, referente à imagem de 11/03/2007.

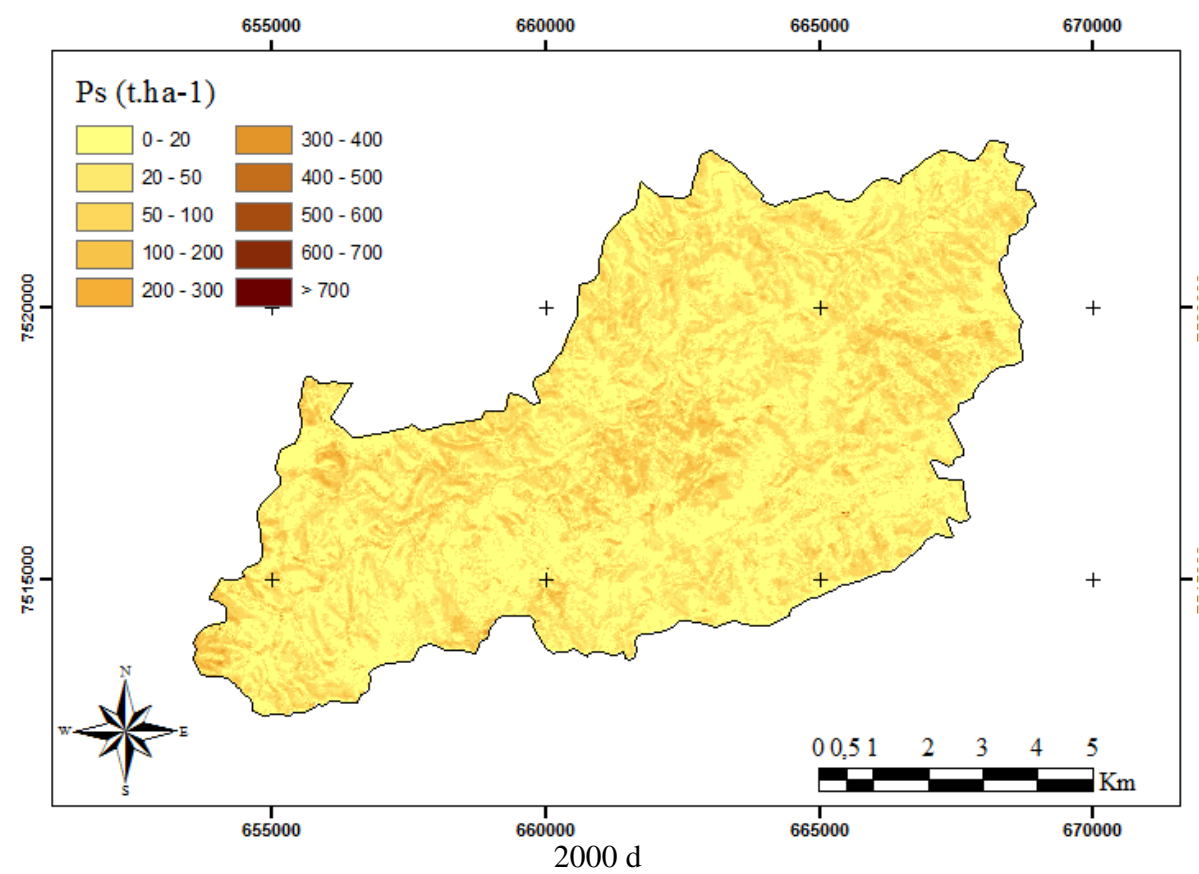
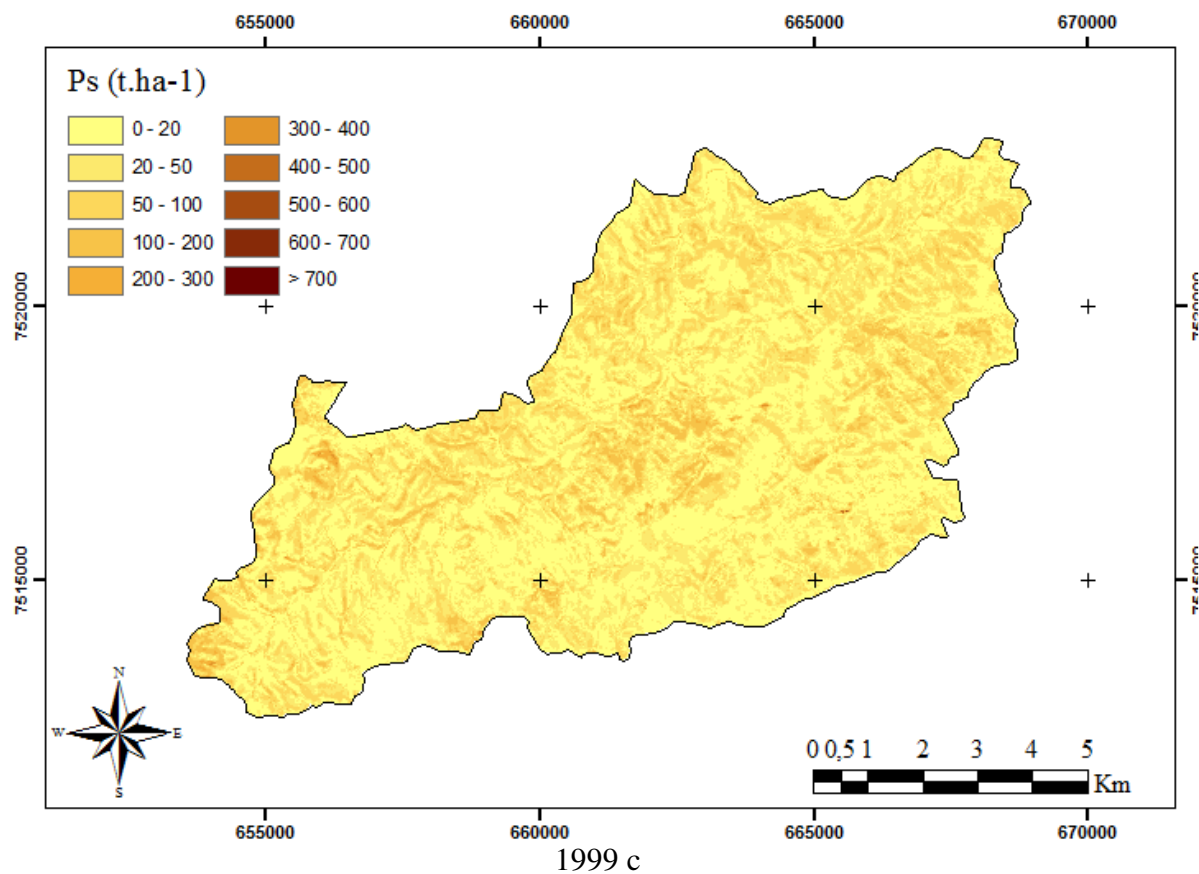
Método	Classes de perdas de solos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)									
	0-20	20-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-600	600-700	>700
1	6.434,4	90,3	269,9	491,2	480,4	419,3	230,9	85,7	42,63	40,1
2	7.563,6	814,35	181,48	23,4	1,56	0,46	0,23	0,1	0,01	---
3	1.728,6	3.316,8	2.569,7	907,3	58,65	3,27	0,63	0,1	0,01	---

1 – tipo de cobertura; 2 – Van der Knijff; 3 – NDVI reescalado

Na Figura 31 são apresentadas as perdas de solos para o mês de maio, dos anos de 1986, 1994, 1999, 2000 e 2001. Especificamente para o mês de maio, observa-se que os valores de perda de solo são semelhantes para todos os anos analisados. Os valores da área ocupada em cada classe estão apresentados na

Tabela 20.





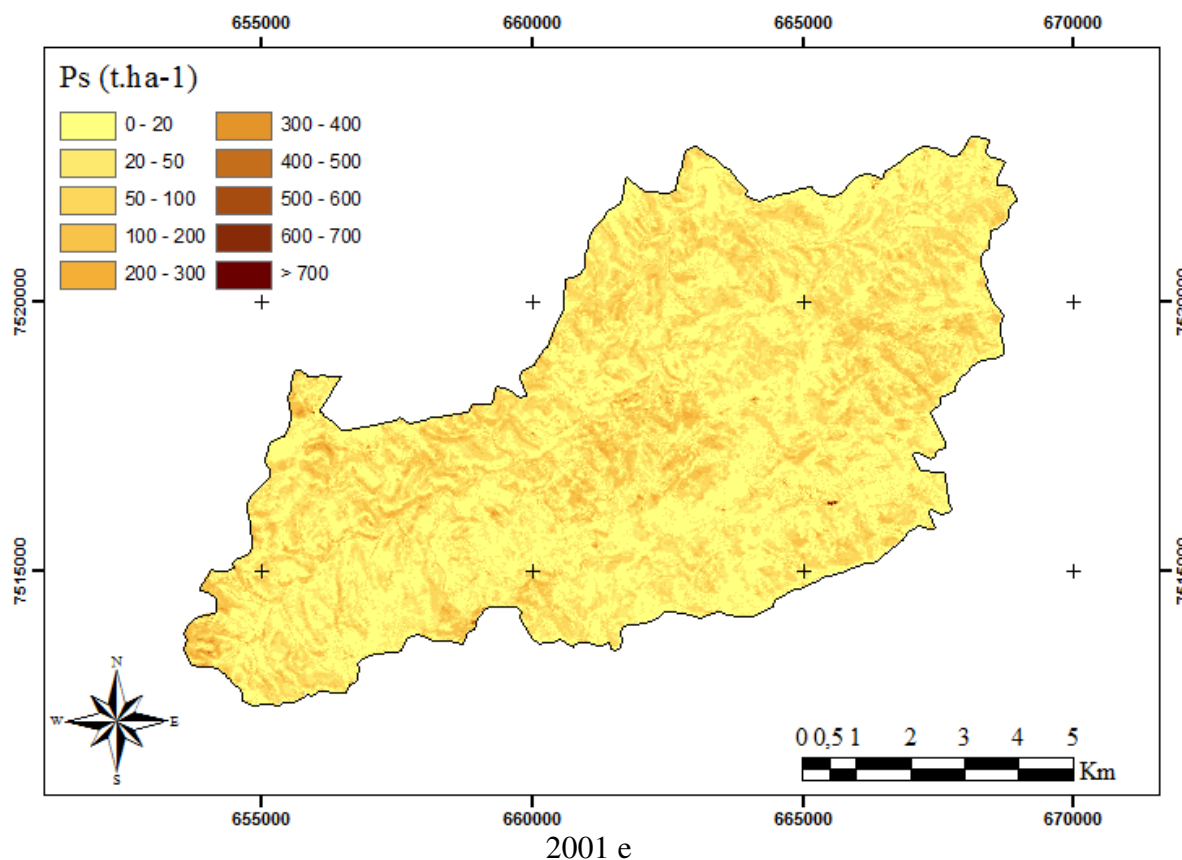


Figura 31. Perdas de solos para o mês de maio, nos anos de 1986 (a), 1994 (b), 1999 (c), 2000 (d) e 2001 (e).

Tabela 20: Área (ha) para diferentes classes de perdas de solo no mês de maio, para os anos de 1986, 1994, 1999, 2000 e 2001.

Ano	Classes de perdas de solos ($t\ ha^{-1}$)									
	0-20	20-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-600	600-700	>700
1986	4.000,88	2.853,33	1.327,81	359,29	40,77	2,98	0,06	0,07	0,02	0
1994	3.074,95	2.748,76	1.907,19	766,33	75,08	8,86	0,93	0,39	0,03	0,03
1999	3.745,03	2.783,79	1.652,35	381,44	17,14	2,46	0,25	0,1	0	0
2000	3.868,38	2.621,36	1.612,50	451,7	28,9	2,15	0,28	0,25	0,04	0
2001	3.628,91	2.439,48	1.766,83	680,58	60,58	6,55	1,34	0,31	0,25	0,36

Na Figura 32 e na **Tabela 21**, são apresentados os resultados das perdas de solo, para o ano de 2004, utilizando como cobertura do solo a imagem reescalada de 31/12/2004. Ao comparar os valores de perda apresentados nessa figura com os valores obtidos pela metodologia de cobertura com imagens quinzenais (Tabela 22), são observadas diferenças expressivas entre as duas metodologias. A metodologia de cobertura com imagens quinzenais é mais eficiente em captar as pequenas variações na cobertura proporcionada vegetação quando comparada a uma imagem somente, no caso a de 31/12/2004.

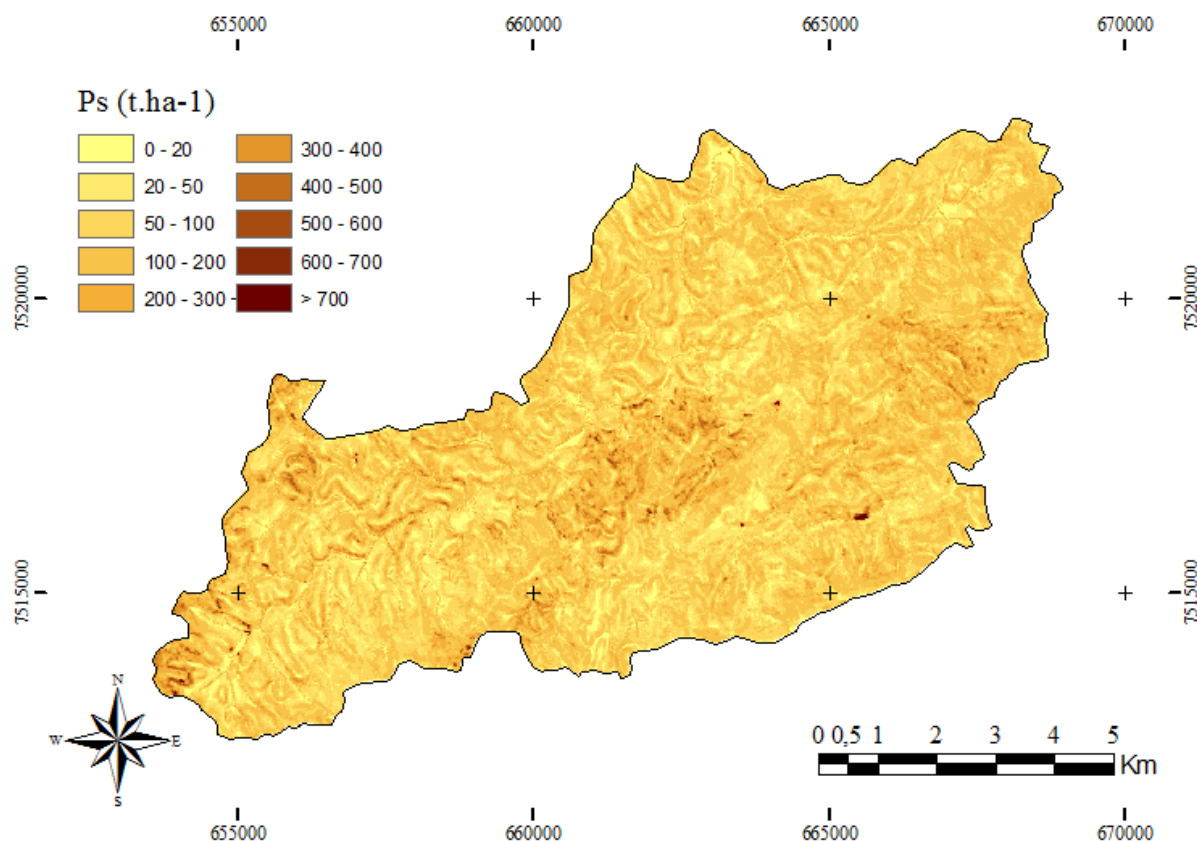


Figura 32. Perdas de solo na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, para o ano de 2004, pelo método do NDVI reescalonado.

Tabela 21: Área das diferentes classes de perdas de solo no ano de 2004

Classes ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$)	Área (ha)
0-20	437,7
20-50	1466
50-100	2628,27
100-200	2989,45
200-300	794,15
300-400	208,43
400-500	44,51
500-600	8,18
600-700	2,63
>700	3,13

De acordo com a Tabela 22, os anos com maiores valores de perda de solo, no período analisado, foram os de 1987, 1988, 1991, 1992, 1995 e 2009, os valores apresentados são relativamente altos quando comparados ao trabalho de Beskow (2009). Este trabalho foi desenvolvido no Sul do Estado de Minas, região com clima classificado como Cwa e Cwb, segundo Koppen, com altitude de 850 a 2300 metros e com média anual de precipitação variando de 1600 a 2300 mm. O autor utilizou o modelo USLE integrado ao SIG. Os maiores valores de perdas de solos estão diretamente relacionados com a erosividade da chuva (Tabela 14, 14 e 15), as quais apresentaram maiores valores nos anos de 1987, 1988, 1991, 1992, 1995 e 2009. As maiores classes de perdas de solo ocorreram nos locais da bacia hidrográfica com maiores valores de erodibilidade (Figura 28) e dos fatores LS (Figura 29).

Tabela 22: Área (ha) das classes de perda de solo para os anos de 1986 a 2009

Ano	Classes (t ha ⁻¹)									
	0-20	20-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-600	600-700	>700
1986	391,37	1.461,56	2.672,63	3.054,07	779,42	180,75	37,08	5,85	1,16	1,31
1987	165,77	737,23	1.706,28	3.134,32	1.711,20	703,62	267,79	97,19	39,57	22,20
1988	214,59	943,28	1.971,89	3.228,74	1.469,12	505,5	173,42	55,70	16,99	5,94
1989	331,55	1.320,33	2.552,43	3.189,55	917,34	211,42	50,79	9,43	1,55	0,79
1990	665,19	2.128,61	3.209,40	2.236,56	300,74	40,68	2,98	0,92	0,10	0,00
1991	200,63	862,35	1.890,20	3.246,60	1.568,08	533,14	191,27	66,12	19,03	7,76
1992	215,25	907,65	1.975,75	3.289,30	1.480,27	477,56	164,21	53,54	16,45	5,21
1993	239,49	1.005,17	2.150,17	3.266,80	1.334,35	404,31	132,12	39,58	9,33	3,86
1994	239,49	1.005,17	2.150,17	3.267,17	1.334,00	404,29	132,12	39,58	9,33	3,86
1995	152,50	680,17	1.551,77	3.097,16	1.860,93	768,38	291,10	121,25	41,57	20,36
1996	223,02	970,57	2.013,04	3.303,04	1.410,56	457,10	149,50	43,70	11,10	3,56
1997	456,12	1.604,75	2.861,91	2.938,00	594,05	110,16	17,91	1,99	0,24	0,06
1998	312,64	1.222,48	2.445,27	3.342,12	960,20	240,55	51,79	7,78	1,40	0,96
1999	556,90	1.805,48	3.046,69	2.656,28	444,65	66,25	7,88	0,93	0,13	0,00
2000	414,83	1.524,33	2.778,90	3.009,55	680,65	146,10	25,80	3,38	1,03	0,62
2001	561,71	1.901,13	3.009,88	2.569,17	454,04	77,75	9,77	1,16	0,58	0,00
2002	380,34	1.945,09	3.517,46	2.399,38	309,70	30,15	1,62	0,54	0,90	0
2003	1.017,54	2.746,99	3.291,58	1.417,61	106,13	5,23	0,12	0	0	0
2004	357,13	1.373,22	2.639,58	3.177,78	815,06	179,78	35,69	5,25	0,98	0,72
2005	4.330,39	3.708,60	532,97	13,22	0	0	0	0	0	0
2006	3.289,66	4.216,21	1.031,64	47,63	0,05	0	0	0	0	0
2007	312,82	1.221,08	2.431,59	3.313,11	984,21	249,81	58,20	12,55	1,66	0,16
2008	655,62	2.119,01	3.019,68	2.295,55	404,54	77,01	12,31	0,99	0,48	0
2009	179,22	789,04	1.686,36	3.293,46	1.747,85	581,76	213,28	71,03	18,66	4,54

Na Tabela 23 são apresentados os valores percentuais de perdas de solos para cada classe dos anos de 1987, 1988, 1991, 1992, 1995 e 2009, verifica-se que os maiores percentuais ocorreram na classe de 100-200 t ha⁻¹.

Tabela 23: Percentual de área para todas as classes de perda de solo para os anos de 1987, 1988, 1991, 1992, 1995 e 2009.

Ano	Classes (t ha ⁻¹)									
	0-20	20-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-600	600-700	>700
1987	1,93	8,60	19,87	36,50	19,93	8,15	3,11	1,13	0,46	0,25
1988	2,50	10,99	22,96	37,60	17,11	5,88	2,02	0,65	0,20	0,07
1991	2,35	10,04	22,01	37,81	18,30	6,20	2,22	0,77	0,22	0,09
1992	2,50	10,57	23,01	38,31	17,24	5,56	1,91	0,62	0,19	0,06
1995	1,77	7,92	18,07	36,07	21,67	8,95	3,39	1,41	0,48	0,23
2009	2,08	9,19	19,64	38,36	20,35	6,77	2,48	0,82	0,21	0,05

Na Tabela 24 são apresentados os valores médios de área em cada classe de perda de solo para as 24 quinzenas do ano. As quinzenas com os maiores valores de perda de solo e com maior área de ocorrência são: a segunda quinzena do mês de janeiro, a primeira do mês de fevereiro, a primeira do mês de novembro e a segunda do mês de dezembro, com valores que variam de 0,41 a 143,8 t ha⁻¹ na classe com mais de 70 t ha⁻¹. As menores médias de perdas foram simuladas para os meses de junho, julho e agosto, as quais se aproximaram de zero, ou seja, os valores estiveram na classes de 0 a 2 t ha⁻¹, em virtude do baixo índice pluviométrico e do próprio valor baixo de EI₃₀.

Tabela 24: Área (ha) das classes de perda de solo nas diferentes quinzenas

Quinzena		Classes (t ha ⁻¹)									
		0-20	20-50	50-100	100-200	200-300	300-400	400-500	500-600	600-700	> 70
Jan	1º	3.935,67	3.357,38	1.127,02	162,88	2,03	0,14	0,03	0	0	0
	2º	1.348,59	2.547,68	2.567,45	1.697,18	321,72	72,76	20,75	6,8	1,81	0,41
Fev	1º	1.143,67	1.717,83	2.102,18	2.207,34	847,09	339,98	131,42	54,33	24,9	16,4
	2º	6.257,44	2.023,75	292,84	11,06	0,06	0	0	0	0	0
Mar	1º	799,00	2.380,29	2.881,73	2.083,9	365,2	64,47	8,2	1,59	0,5	0,3
	2º	2.545,38	3.646,17	1.992,59	391,74	8,5	0,68	0,09	0	0	0
Abr	1º	2.818,32	2.980,31	1.841,49	787,7	117,43	31,46	7,62	0,79	0,03	0
	2º	6.348,29	1.329,23	791,75	108,8	6,91	0,21	0	0	0	0
Mai	1º	8.564,49	20,62	0,04	0	0	0	0	0	0	0
	2º	8.367,63	216,72	0,81	0	0	0	0	0	0	0
Jun	1º	8.585,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2º	8.585,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jul	1º	8.585,00	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
	2º	8.585,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ago	1º	8.585,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2º	8.585,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Set	1º	8.286,86	255,11	0	0	0	0	0	0	0	0
	2º	6.925,07	1.656,46	3,62	0	0	0	0	0	0	0
Out	1º	4.610,02	3.607,42	367,22	0,49	0	0	0	0	0	0
	2º	1.321,00	3.186,04	3.212,73	849,94	15,5	0	0	0	0	0
Nov	1º	333,50	481,04	1.431,43	3.052,84	1.969,59	815,96	307,73	132,47	45,38	15,21
	2º	699,86	2.042,35	3.330,75	2.236,91	259,79	14,35	1,07	0,16	0	0
Dez	1º	1.375,91	3.158,89	2.997,46	995,94	51,36	3,97	0,75	0,2	0,27	0,49
	2º	154,76	456,78	1.227,95	2.606,35	1.926,78	1.110,27	539,48	275,15	143,83	143,8

Na Tabela 25 são apresentados os valores de média anual de perdas de solo (PS), para o período de 1986 a 2009, sendo os anos de 1987 (171,67 t ha⁻¹ ano⁻¹) e 1995 (179,22 t ha⁻¹ ano⁻¹) aqueles com maiores valores médios de PS. Os anos de 2005 e 2006, com os menores índices pluviométricos, se apresentaram como aqueles com menores valores médios de perdas de 22,86 e 28,42 t ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

Tabela 25: Média anual de perdas de solo (PS – t ha⁻¹) na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, no período de 1986 a 2009.

ANO	PS	ANO	PS	ANO	PS	ANO	PS
1986	109,28	1992	149,84	1998	120,48	2004	112
1987	171,67	1993	98,43	1999	91,15	2005	22,86
1988	150,35	1994	140,3	2000	104,75	2006	28,42
1989	116,87	1995	179,22	2001	90,81	2007	121,78
1990	81,35	1996	145,77	2002	84,92	2008	85,84
1991	154,96	1997	100,33	2003	64,19	2009	163,19

Na Tabela 26 são apresentados os valores médios quinzenais de perdas de solo, em que é possível constatar que na segunda quinzena de janeiro, na primeira de fevereiro e na primeira quinzena de março foram observadas as maiores perdas, que foram de 7,27, 11,16 e 8 t ha⁻¹ respectivamente, em função dos maiores índices pluviométricos.

Em áreas com predominância de agricultura o esperado é acontecer as maiores perdas, nos últimos meses do ano, quando a cobertura do solo proporcionada pela vegetação é menor, visto que o solo está sendo preparado para o plantio. Segundo Prado e Nóbrega (2005), o período de máxima cobertura do solo corresponde às fases de máximo desenvolvimento das plantas até a colheita (verão-outono). O período de mínima cobertura do solo corresponde às épocas em que o solo está descoberto, sendo preparado para o plantio ou com plantas em

estágios iniciais, ainda pouco desenvolvidas, já no caso de áreas com pastagens, as perdas são praticamente constantes durante o ano.

Tabela 26: Média quinzenal de Perdas de solo e total mensal de perdas de solo para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco pelo método do NDVI reescalado.

Mês	Perdas Quinzenais (t ha ⁻¹)		Perdas de solo Mensais (t ha ⁻¹)
	1 ^a Quinzena	2 ^a Quinzena	
Jan	2,80	7,27	10,07
Fev	11,56	1,52	13,08
Mar	8	3,89	11,89
Abr	2,13	1,38	3,51
Mai	0,34	0,58	0,92
Jun	0,13	0	0,13
Jul	0,02	0,07	0,09
Ago	0,07	0,22	0,29
Set	1,02	1,19	2,21
Out	1,50	2,43	3,93
Nov	4,24	2,93	7,17
Dez	2,44	4,68	7,12

A Tabela 27 apresenta os valores de área da bacia ocupada em cada classe de potencial natural de erosão, obtidos a partir dos 25 mapas gerados no ArcGIS (ESRI, 2006). Os menores valores de PNE foram obtidos para os anos de 2005 e 2006, em virtude dos baixos valores de erosividade, 1.440,80 e 1.669,49 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Para esses anos, 83,2 % (2005) e 75,7 % (2006) da área da bacia apresentaram potencial muito baixo de erosão. Por outro lado, o ano de 1987 apresentou o maior PNE, tendo em vista o valor de erosividade calculado para aquele ano (11.009,55 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹). Com base nesses dados, mais de 58% da área da bacia apresentava PNE classificado como muito alto.

A Figura 33 apresenta o mapa de PNE médio anual na bacia, calculado com base no valor de erosividade de 7.065,56 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Em todo o período analisado, em média, a bacia apresentou classes de PNE de 12,0; 18,0; 20,9; 20,4 e 28,7 % da área da bacia (Tabela 27), respectivamente, para as classes: muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto potencial de erosão. Portanto, a classe de maior ocorrência na bacia foi muito alto potencial, estando de acordo com a análise realizada no item 5.5.3, referente à Figura 27b, na qual foi possível constatar que grande parte da bacia apresenta fator LS superior a 6,0, e relevo classificado como fortemente ondulado e montanhoso (Tabela 2). Quanto ao EI₃₀ médio anual para a região (7.065,56 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹), este se encontrou próximo ao valor médio obtido para o Estado do Rio de Janeiro, a partir da análise de 30 estações pluviográficas (Machado, 2011) que obteve valor de erosividade de 7.477 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 27: Área (ha) da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco ocupada com diferentes classes de PNE.

Ano	Classes de PNE (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
	0 -250	250 - 500	500 - 750	750 – 1.000	>1.000
1986	1.097,49	1.666,17	1.894,68	1.765,00	2.158,22
1987	504,82	929,55	1.029,55	1.123,62	4.995,17
1988	707,43	1.140,05	1.317,25	1.411,85	4.005,98
1989	1.009,8	1.538,95	1.755,39	1.742,91	2.535,51
1990	1.512,8	2.261,32	2.356,31	1.340,47	1.111,66
1991	705,87	1.138,39	1.315,29	1.410,05	4.012,96
1992	705,17	1.137,75	1.314,76	1.409,92	4.014,96
1993	1.621,35	2.416,59	2.421,32	1.167,57	955,73
1994	758,56	1.196,15	1.388,73	1.482,04	3.757,08
1995	573,03	997,5	1.129,55	1.217,22	4.665,26
1996	809,92	1.263,28	1.456,93	1.528,15	3.524,28
1997	1.407,38	2114,1	2.281,35	1.480,63	1299,1
1998	1.114,31	1.689,84	1.919,92	1.763,87	2.094,62
1999	1.463,03	2.196,29	2.326,97	1.397,42	1.198,85
2000	1.176,72	1.783,92	2.007,26	1.752,09	1.862,57
2001	1.473,18	2.210,59	2.334,79	1.383,65	1.180,35
2002	1.352,79	2.821,14	2.509,29	1.025,64	846,09
2003	2.260,29	3.232,41	2.029,63	721,49	338,74
2004	1.138,64	1.726,21	1.956,13	1.761,16	2.000,42
2005	7.144,87	1.433,89	3,8	0	0
2006	6.500,24	1.983,97	98,35	0	0
2007	1.018,19	1.549,20	1.769,21	1.745,70	2.500,26
2008	1.228,32	1.862,06	2.077,57	1.730,91	1.683,70
2009	835,3	1.299,96	1.504,39	1.582,84	3.360,07
Média	1.027,62	1.536,81	1.784,44	1.749,26	2.457,43
%	12,0	18,0	20,9	20,4	28,7

A Figura 34 apresenta o mapa resultante da análise de tolerância à erosão na bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco, a ser utilizado na confecção dos mapas de risco, de forma semelhante à metodologia utilizada para o PNE, ou seja, calculado para períodos quinzenais ao longo do ano. As classes de tolerância, apresentadas na Figura 34, ocupam 464,12; 1.247,08; 2.461,25; 1.751,90; 829,42; 1.255,61 e 573,45 ha, respectivamente, para as classes 0 – 0,630; 0,630 – 0,707; 0,707 – 0,716; 0,716 – 0,768; 0,768 – 0,837; 0,837 – 1,337; 1,337 – 2,200 mm ano⁻¹, respectivamente. Bertol & Almeida (2000) estudaram a tolerância à perda de solo no Estado de Santa Catarina, encontrando valores entre 0,15 e 1,16 mm ano⁻¹, utilizando a mesma metodologia.

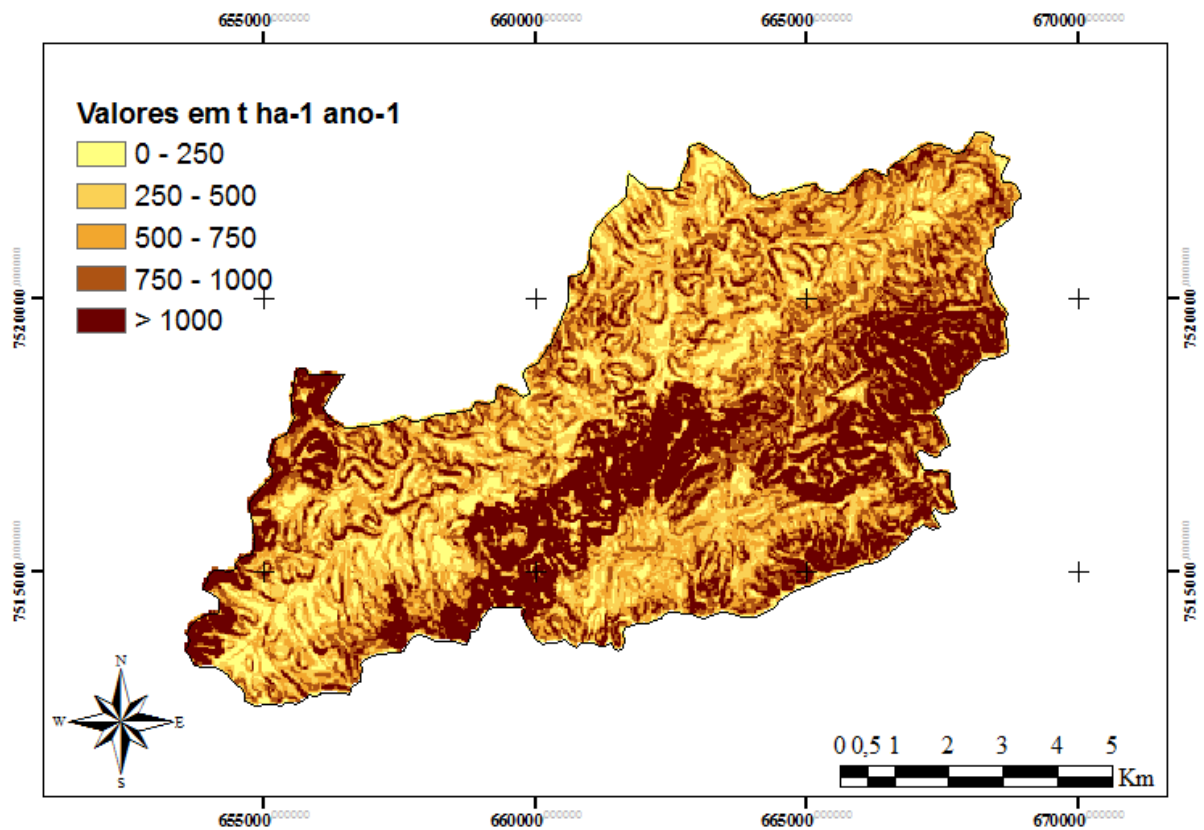


Figura 33. Mapa de potencial médio de erosão para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

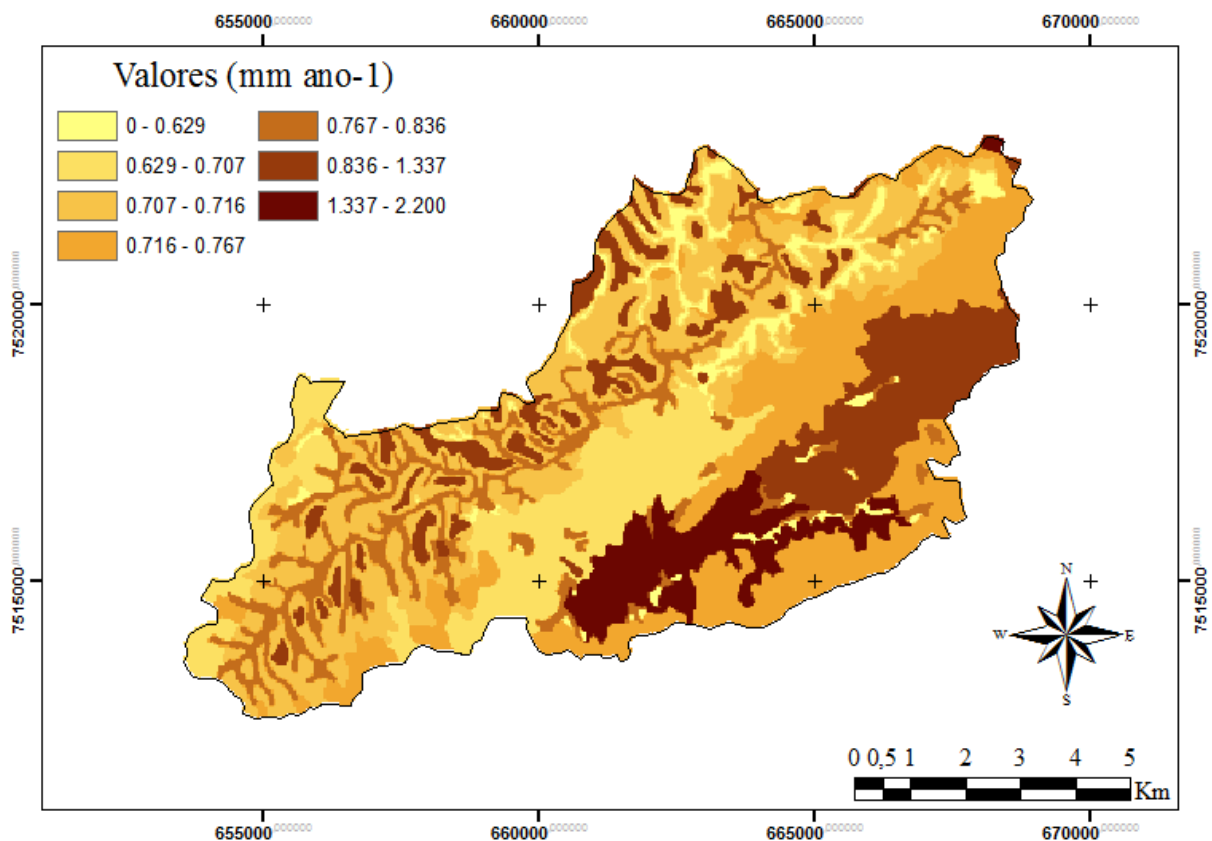


Figura 34. Mapa de tolerância à perda de solos para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

A Tabela 28 apresenta os valores de área da bacia ocupados por cada classe de risco de erosão, obtidos a partir dos 25 mapas gerados no ArcGIS (ESRI, 2006), além do máximo valor de RE obtido para cada ano da série. Para todos os anos avaliados (1986 a 2009), a bacia foi considerada de muito alto risco, pois em média, mais de 8.000 ha da área da bacia (93,47 %) apresentam RE acima de $10 \text{ ton ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Percebe-se ainda, a exemplo da Tabela 28, que os anos de 2005 e 2006 apresentaram os menores valores máximos de RE, com 252,64 e 292,05 $\text{t ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, respectivamente. Nesses anos, foram calculados os menores índices de erosividade, que influenciam no cálculo das perdas de solo no modelo RUSLE e, conseqüentemente, no risco de erosão. Os anos de 1987 e 1995 (Tabela 28) apresentaram os maiores valores máximos de RE, os quais foram influenciados por altas erosividades das chuvas calculadas nos respectivos anos (11.009,55 MJ e 10.272,95 $\text{mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Em todo o período analisado, em média, a bacia apresentou classes de RE em 0,3; 0,1; 0,3; 0,8 e 95,5 % da área da bacia (Tabela 28), respectivamente, para muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto risco de erosão. Portanto, na quase totalidade da área, a bacia foi classificada como de risco muito alto à erosão, conforme pode ser verificado na Figura 35.

Tabela 28: Área (ha) da bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco ocupada com diferentes classes de risco de erosão

Ano	Classes de RE ($\text{t ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)					Máximo RE
	0 – 1	1 – 2	2 – 5	5 – 10	> 10	
1986	33,34	4,97	7,04	99,48	8.438,40	1.157,27
1987	31,93	2,51	12,47	36,25	8.499,39	1.773,22
1988	32,36	3,06	15,65	45,89	8.485,59	1.541,56
1989	33,18	4,05	22,99	71,01	8.451,32	1.176,13
1990	34,75	7,45	45,42	133,85	8.361,08	841,60
1991	32,13	2,86	14,17	41,16	8.492,23	1.577,25
1992	32,33	3,00	15,43	45,97	8.485,82	1.500,80
1993	33,75	4,91	30,96	93,65	8.419,28	1.015,84
1994	32,39	3,18	17,60	50,51	8.478,87	1.462,66
1995	31,82	2,44	10,69	31,89	8.505,71	1.774,21
1996	32,44	3,23	15,90	47,08	8.483,90	1.438,16
1997	33,80	4,95	30,51	91,96	8.421,33	1.043,14
1998	33,10	3,85	21,21	64,23	8.460,16	1.099,29
1999	34,23	5,86	36,41	108,43	8.397,62	940,11
2000	33,50	4,58	27,86	84,88	8.431,72	1.069,34
2001	34,08	6,29	37,97	113,67	8.390,54	973,05
2002	31,08	3,34	18,33	79,38	8.452,85	1451,35
2003	36,60	12,25	69,60	209,42	8.254,68	668,25
2004	33,35	4,17	24,00	73,69	8.447,34	1.077,75
2005	62,29	76,42	436,20	1.028,96	6.978,68	252,64
2006	51,97	49,08	285,91	797,46	7.398,13	292,05
2007	33,10	3,92	21,34	65,40	8.458,79	1.226,28
2008	34,78	8,53	47,25	141,10	8.350,89	961,00
2009	32,13	2,88	12,59	36,52	8.498,43	1.440,06
Média	24,34	6,33	24,08	71,40	8.415,81	24,34
%	0,3	0,1	0,3	0,8	98,5	0,3

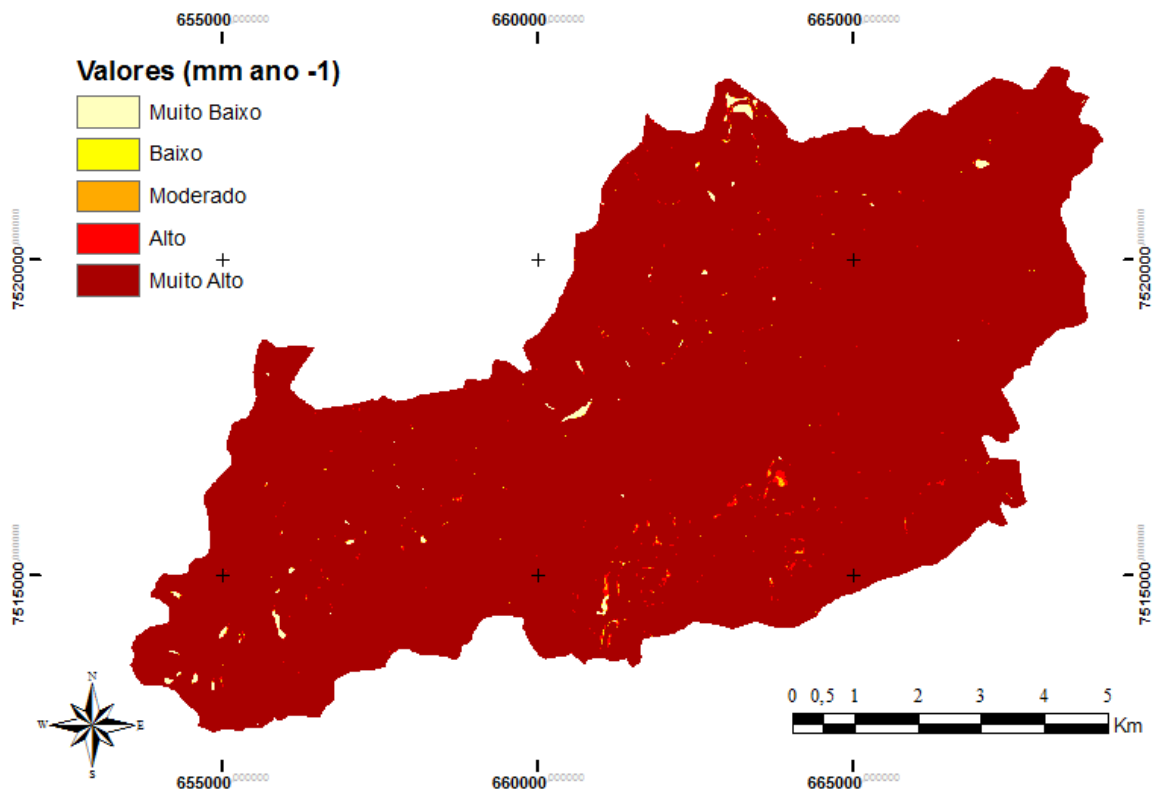


Figura 35. Mapa de risco de erosão para a bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco.

5.6 CONCLUSÕES

As três formas de determinação da cobertura do solo (imagem classificada, metodologia de Van Der Knijff e NDVI reescalado) podem ser utilizadas na estimativa do fator cobertura do solo, uma vez que nas imagens classificadas, as maiores perdas são pontuais enquanto nas outras formas de determinação de cobertura as perdas são mais homogêneas na área da bacia. Para a metodologia de Van Der Knijff, as perdas de solos, no geral, são menores que do NDVI reescalado.

As perdas de solo para o mês de maio, dos anos de 1986, 1994, 1999, 2000 e 2001, tiveram valores muito próximos, sem grandes variações para um mesmo mês em diferentes anos.

Os anos de menores valores de perdas de solo foram os anos de 2005 e 2006, os quais apresentaram valores de erosividade de 1.440,8 e 1.669,49 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ e pluviosidade de 1.021,0 e 840,0 mm anuais, respectivamente, em toda a série histórica estudada.

As quinzenas com maiores valores de perdas médias de solo foram: a segunda quinzena de janeiro (7,27 t ha⁻¹), a primeira quinzena de fevereiro (11,56 t ha⁻¹) e a primeira quinzena de março (8,0 t ha⁻¹). Ao longo do ano, houve variação de 0,0 t ha⁻¹, para a segunda quinzena de junho, a 11,56 t ha⁻¹, para a primeira quinzena de fevereiro.

A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresentou, em grande parte da sua área, risco e potencial natural de erosão elevado, associados às características de relevo e erodibilidade.

6. CONCLUSÕES GERAIS

A bacia hidrográfica Palmares-Ribeirão do Saco apresenta áreas com relevo com elevado percentual classificado como forte ondulado, favorecendo a erosão do solo, dificultando a ocupação da bacia de forma ordenada como um todo.

As técnicas de sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas (SIG) integradas a modelos de predição de perdas de solos são importantes instrumentos para auxiliar a análise do meio ambiente quanto à sua degradação, baseado na evolução da cobertura dos solos, na qualidade de cobertura de solo, no grau de antropismo e nas perdas de solo.

A utilização do NDVI constitui ferramenta adequada para a determinação da cobertura, a ser utilizada em modelos de predição de perdas de solo.

As perdas de solo, o potencial natural e o risco de erosão têm forte relação com as características do relevo e erodibilidade, podendo ser utilizados no planejamento do uso e ocupação de áreas urbana e rural.

Mais estudos devem ser realizados associando SIG, modelos de predição de erosão e técnicas de sensoriamento remoto para melhor prever a ocorrência de desastres ambientais, formando bancos de informações sobre o comportamento dos solos em relação aos diversos agentes causadores do processo erosivo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

Rever o que está em vermelho e inserir em todas as teses e dissertações (nome curso) ex. Dissertação de Mestrado (Agronomia-Ciência do Solo). Manter marcado em vermelho o que foi corrigido.

ADAMI, S.F.; NOGUEIRA, F. de P; MORAES, J.F.L. de. Mapeamento da evolução dos usos e coberturas das terras na bacia do Ribeirão das Anhumas – Campinas(SP). In: XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis-SC, 21 a 26 abril. pag. 5051-5058.

ALBUQUERQUE, A.W. de; FILHO, G.M.; SANTOS, J.R.; COSTA, J.P.V.; SOUZA, J.L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9 n.2 p. 153-160, 2005.

AMORIM, R.S.S., SILVA, D. da, PRUSK, F.F. & MATOS, A.T. de, Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.30, n.6, p.1046-1049, nov./dez. 2010

AMORIM, R.S.S.. Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas Brasileiras. 2004. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Viçosa-MG, Viçosa-MG, 2004, 119 pag.

ANTUNES, M. A. H.; FREIRE, R. M. B.; BOTELHO, A. S. ; TONIOLLI, L. H. Correções Atmosféricas de Imagens de Satélites Utilizando o Modelo 6S. In: XXI Congresso Brasileiro de Cartografia, 2003, Belo Horizonte. Anais do XXI Congresso Brasileiro de Cartografia, 2003.

ARAÚJO JUNIOR, G.J.L.D. de Aplicação dos Modelos EUPS e MEUPS na Bacia do Ribeirão Bonito (SP) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. 2003. Dissertação de Mestrado – INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos-SP, 2003, 122 pag.

ARAÚJO, E. P. Aplicação de dados SRTM à modelagem da erosão em microbacias por geoprocessamento. 2006. Dissertação de Mestrado - INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2006, 88 pag.

BASIC, F.; KISIC, I.; MESIC, M.; NESTROY, O.; BUTORAC, A. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. ELSEVIER – Soil & Tillage Research v. 78, p. 197-206, 2004.

BERGSMA, E. Rainfall erosion surveys for conservation planning. ICT Journal, v. 2, p. 116-174, 1983.

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

BERTOL, I.; MIQUELLUTI, D.J. Perdas de solo, água e nutrientes reduzidas pela cultura do milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 28, nº 10, p. 1205-1213, 1993.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. Piracicaba-SP. Livrocetes, 1985. 392 pag.

BESKOW, S.; MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CURI, N.; VIOLA, M.R.; AVANZI, J.C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. Catena, v.79, p. 49-59, 2009.

BEZERRA, S.A.; CANTALICE, J.R.B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, nº 3, p. 565-573, 2006.

BOTELHO, R.G.M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. In.: GUERRA A.J.T.; SILVA, A. S. da & BOTELHO, R.G.M.. Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações: Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. Cap. 08, p. 269-300.

BRITO, L. DE F.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; LEITE, F.P.; FERREIRA, M.M.; PIRES, L.S. Erosão hídrica de Latossolo Vermelho muito argiloso relevo ondulado em área de pós-plantio de eucalipto no Vale do Rio Doce, região Centro Leste do Estado de Minas Gerais. *Scientia Forestalis*, n. 67, p.27-36, abr. 2005.

CABELLO, F. Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos. Ed. Agrícola Española, S.A. Madrid, 1978. 521p.

CAMPOS, M.C.C.; MARQUES JUNIOR, J.; MARTINS FILHO, M.V.; PEREIRA, G.T.; SOUZA, Z.M. de; BARBIERI, D.M.. Variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.38, nº 9, p. 2485-2492, 2008.

CAMPOS, S., BARBOSA, A P., CARDOSO, L. G., BARROS, Z. X., CARREGA, E. F. B.; CORSEUIL, C. W. SIG Aplicado na espacialização da capacidade de uso da terra. In: XXXV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, 2006, João Pessoa-PB, 31 de julho a 4 de agosto.

CAMPOS, S., SILVA, M., PIROLI, E.L., CARDOSO, L.G; BARROS, Z.X. Evolução do uso da terra entre 1996 e 1999 no município de Botucatu-SP. *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v.24, n.1, p.211-218, jan./abr. 2004.

CARVALHO, D.F. de, MACHADO, R.L., EVANGELISTA, A.W. P., KHOURY JÚNIOR, J.K.; SILVA, L.D.B. da, Distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno dos índices de erosividade EI30 e KE>25 em Seropédica – RJ. *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v.30, n.2, p.244-252, mar./abr. 2010.

CARVALHO, D.F. de; CRUZ, E.S. da; PINTO, M.F; SILVA, L.D.B. GUERRA, J.G.M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande-PB, v. 13, p. 3-9, 2009.

CARVALHO, D.F de; MONTEBELLER, C.A.; FRANCO, E.M.; VALCARCEL, R.; BERTOL, I. Padrões de precipitação e índices de erosividade para as chuvas de Seropédica e Nova Friburgo - RJ. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, n.1, p.7-14, 2005.

CARVALHO, D.F. de; MONTEBELLER, C.A.; CRUZ, E.S. da; LANA, A.M.Q.; SILVA, W.A. da. Efeito da cobertura morta e do preparo do terreno nas perdas de solo e água em um Argissolo Vermelho-amarelo. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa-MG, v. 11, nº 1-4, p. 15-22, 2003.

CARVALHO JÚNIOR, O.A.; SAMPAIO C. DA S.; SILVA, N.C. DA; COUTO JÚNIOR, A.F.; GOMES, R.A.T.; CARVALHO, A.P.F. DE; SHIMABUKURO, Y.E. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor MODIS no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. *Revista Brasileira de Geofísica*, v.26, nº4, p. 505-517, 2008.

CARVALHO JÚNIOR, HERMUCHE, P.M.; GUIMARÃES R.F. Identificação regional da floresta estacional decidual na Bacia do Rio Paraná a partir da análise multitemporal de imagens MODIS. *Revista Brasileira de Geofísica* v. 24, n. 3 p. 319-332, 2006.

CEDDIA, M. B. Zoneamento agroambiental e indicadores de sustentabilidade como subsídio ao planejamento agrícola do município de Paty do Alferes-RJ: Seropédica-RJ. 2000, 301 f. Tese de Doutorado - Agronomia - Ciência do Solo – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ, 2000.

COGO, C.M.; ELTZ, F.L.F.; CASSOL, A.; SANTOS, M.V. Erosividade das chuvas de Uruguaiana - RS, determinada pelo índice EI₃₀, no período de 1963-1990. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. Resumos Expandidos... Ribeirão Preto: UNESP, 2003. 1 CD-ROM.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 27, p. 743-753, 2003.

COSTA, F.H. dos S., SOUZA FILHO, C. R. de; RISSO, A. Análise temporal de NDVI e mapas potenciais de erosão na região do Vale do Ribeira, São Paulo. In: XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis-SC, 21 á 26 abril. p. 3833-3839.

CURRAN, P.J.; DUNGAN, J.L.; GHOLZ, H.L. Seasonal LAI in Slash Pine estimated with Landsat TM. *Remote Sensing of Environment*, v. 39, p. 3-13, 1992.

DEFRIES R.S., TOWNSHEND, R.G. NDVI-derived land cover classifications at a global scale, *Int. J. Remote Sensing*, vol. 15, nº 17, p.3567-3586, 1994.

EHLERS, E. Agricultura sustentável – Origens e perspectivas de um novo paradigma. 2ª edição. Guaibá-RS: Livraria e Editora Agropecuária, 1999.157 p.

EMBRAPA, Embrapa Monitoramento por Satélite, Monitoramento espaço-temporal da cana-de-açúcar a partir de índices espectrais de vegetação. 2009, 32 p. (Embrapa-Monitoramento por Satélite. Campinas, SP, Documentos 76).

EMBRAPA, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, Levantamento e aptidão agrícola das terras do Córrego da Cachoeira, Paty do Alferes, RJ. Rio de Janeiro. 2000, 43 p. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico nº12).

EMBRAPA, Levantamento Semidetalhado de Solos do Município de Paty do Alferes e Sub-bacias do Córrego do Saco-Rio Ubá, RJ. 1998, p. 75, (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico nº 8).

EIPHANIO, J.C.N. GLERIANI, J.M., FORMAGGIO, A.R; RUDORFF, B.F.T. Índices de vegetação no sensoriamento remoto da cultura do feijão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 31, nº 6, p 445-454, 1996.

ESRI. ArcGis 9.3. Redland, Califórnia. Software. 2006.

FEITOSO, M.V. Variação temporal do índice de vegetação (NDVI) correlacionada ao uso e manejo do solo para estimativa da erosão: 2006, 143 f. Dissertação de Mestrado, Instituto Agrônomo de Campinas-IAC, 2006 143 pag.

FIGUEIREDO, D. Conceitos Básicos de Sensoriamento Remoto. p. 32, 2005. disponível em www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/sr0.htm em 28/01/2011.

FOSTER, G.R.; McCOOL, D.K.; RENARD, K.G.; MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.36, nº 6, p.355-9, 1981.

GARCEZ, L. N.; ALVARES G. A. Hidrologia. 2ª Edição. São Paulo-SP: Editora Edgard Blucher Ltda, 1988. 291 p.

GONZÁLEZ A.P.; ALVES M.C. Armazenamento de água e densidade do solo sob três condições de superfície, em um Cambissol Gleico de Lugo, Espanha. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, v.9, nº 1, p. 45-50, 2005.

GUERRA A.J.T.; SILVA, A. S. da; BOTELHO, R.G.M.. Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. p. 339.

HAMMAD, A.A., LUNDEKVAM, H.; BØRRESEN, T. Adaptation of RUSLE in the Eastern Part of the Mediterranean Region. Environmental Management - Springer Science+Business Media, v. 34, nº 6, p. 829–841, 2005.

HENDERSON, F.M.; XIA, Z. Radar Applications in Urban Analysis, Settlement Detection and Population Estimation. In: HENDERSON, F.M.; LEWIS, A.J. Principles & applications of imaging radar, manual of remote sensing, New York: ASPRS, v. 2, p. 733-768, 1998.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I. C.; FILHO, C.C. LANDERS, J. N. A Erosão e seu Impacto. In: **Grafia de autores errada. Uso agrícola dos solos brasileiros/ Celso Vainer Manzatto; Elias de Freitas Junior; José Roberto Rodrigues Peres (ed.).** – Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 47-60.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia. Acesso em:25/01/2008.

INPE-INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS; sites www.dgi.inpe.br/CDSR/, Acesso em: foram diversas datas 30/01/2008, 25/02/2008, 20/05/2008, 25/05/2008, 28/05/2008, 20/06/2008, 07/07/2008, 02/02/2009, 03/02/2009, 10/06/2009, 23/10/2009, 05/05/2010, 25/10/2010 e 26/10/2010..?????

INÁCIO, E. dos S.B.; CANTALICE, J.R.B.; NACIF, P.G.S.; ARAUJO, Q.R. de; BARRETO, A.C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea- Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Campina Grande, PB. v.11, nº 4, , 2007, p.355–360.

IRVEM A.; TOPALOGLUY F.; UYGUR V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. Journal of Hydrology, v. 336, pag. 30– 37, 2007.

JABBAR, M. T.; CHEN, X. Soil degradation risk prediction integrating RUSLE with Geo-information techniques, the case of Northern Shaanxi Province in China. American Journal of Applied Sciences, v. 2, nº 2, p. 550-556, 2005.

JAIN M.K.; DAS D. Estimation of sediment yield and areas of soil erosion and deposition for watershed prioritization using GIS and remote sensing. Water Resour. Manage., Springer Science Business Media **B.V. DOI 10.1007/s11269-009-9540-0.** 2009.

JENSEN, J.R. Introductory digital image processing – a remote sensing perspective. Third edition. University of South Carolina: Prentice Hall Series in Geographic Information Science, 2005, 526 p.

KERGOAT, L. A model for hydrology equilibrium of leaf area index on a global. Journal of Hydrology, v. 212/213, p. 268-286, 1998.

KIM, J.B. SAUNDERS, P.; FINN, J.T., Rapid assessment of soil erosion in the Rio Lempa Basin, Central America, using the Universal Soil Loss Equation and Geographic Information Systems. Environmental Management, v. 36, nº 6, p. 872–885, 2005.

- KUENSTLER, W. C factor: Cover-Management. In.: TOY, T.J. & FOSTER, G.R. Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands. Western Regional Coordinating Center - Office of Surface Mining - 1999 Broadway, Suite 3320, Denver, Cap. 5, p. 148, 1998.
- LAGROTTI, C.A.A. Planejamento agroambiental do município de Santo Antônio do Jardim - SP: estudo de caso da microbacia hidrográfica do córrego Jardim. 2000. 115 f. Tese (Doutorado em Planejamento e Desenvolvimento Rural) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- LATORRE, M. Correção atmosférica: conceitos e fundamentos. Espaço & Geografia, v.5, nº 1, p.153:178, 2002.
- LISENBERG, V., PONZONI, F.J. & GALVÃO, L. S.: Análise da dinâmica sazonal e separabilidade espectral de algumas fitosionomias do cerrado com índices de vegetação dos sensores MODIS/TERRA e AQUA. Revista Árvore, v. 31 nº 2, 2007.
- LILLSAND, T.M. Remote sensing and image interpretation. Wiley, 5th edition, 2004 763 p.
- LIMA, E.R.V. de; KUX, H.J.H.; SAUSEN, T.M. Sistema de Informações Geográficas e Técnicas de Sensoriamento Remoto na elaboração de mapa de riscos de erosão no serão da Paraíba. Revista Brasileira de Ciências do Solo, Campinas, v. 16, p. 257-263, 1992.
- LOPES, P.R.C.; COGO, N.P.; CASSOL, E.A. Influência da cobertura vegetal morta na redução da velocidade da enxurrada e na distribuição de tamanho de sedimentos transportados. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 11, nº 2, p. 193-197, 1987.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975. 12p. (Boletim Técnico, 28).
- LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F.; PALMIERI, F. Levantamento semidetalhado de solos do Município de Paty do Alferes e sub-bacias do Córrego do Saco- rio Ubá, RJ: perfis e observações. . Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1998.
- LUNETTA, R.S. & LYON, J.G. Remote sensing and GIS accuracy assessment. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, CRC Press, 2004, 304 pag.
- MACHADO, R.L. Atributos físicos de chuvas erosivas no Estado do Rio de Janeiro e erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo em Seropédica-RJ. Tese de doutorado – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ, 2011.
- MANNIGEL, A.R. E CARVALHO, M. de P., MORETI D.; MEDEIROS. L. da R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.
- MENESES, P.R.; MADEIRA NETO J. da S. Sensoriamento Remoto – reflectância de alvos naturais. Brasília-DF: EMBRAPA-Cerrado, Editora da UNB. 2001. 261 p.
- MEUSBURGER, K; BÄNNINGER, D; ALEWELL, C; Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 12, p. 201–207, 2010.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - Agenda 21 de Paty do Alferes, Planejamento Participativo para o desenvolvimento local sustentável, Paty do Alferes – RJ, 2007 216 p.
- MONTEBELLER, C.A.; CEDDIA, M.B.; CARVALHO, D.F. de.; VIEIRA, S.R.; FRANCO, E.M. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro. Revista de Engenharia Agrícola, Jaboticabal-SP, v. 27, nº 2, p.426-435, 2007.

- MONTEBELLER, C.A., Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro: 2005, 115 f. Dissertação de Mestrado, Agronomia-Ciência do Solo – UFRRJ, Seropédica, 2005.
- MORAWITS, D.F., BLEWITT, T.M. COHEN, A.; ALBERTI, M. Using NDVI to Assess vegetative land cover change in central puget sounde, *Environmental Monitoring and Assessment*, Springer, v. 114, p. 85–106, 2006.
- MOREIRA, M.A. Fundamentos do sensoriamento remoto – Metodologias de aplicação: 3ª edição. Viçosa-MG: Editora da UFV, 2005. 320 p.
- MORGAN, R.P.C. Soil erosion & conservation. National Soil: Malden-MA-USA, Resources Institute, Granfield University, Blackwell Publishing, Third Edition, 2005, p. 304.
- MORO, J.C.; COSTA, E.T.; MILANESE, S.; MORO, R.S. Comparação da cobertura vegetal nas áreas de preservação permanente na represa de alagados (PR), de 1980 a 2001. *Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde*, Ponta Grossa, v. 11, nº 2, p. 13-20, jun. 2005.
- NASSER, F. DE C. Determinação de áreas prioritárias para a instalação de corredores ecológicos na APA-Palmares, no Município de Paty do Alferes, RJ. 2008. 52 f. Monografia – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - Seropédica-RJ.
- OLIVEIRA, J.R. de, PINTO, M.F., SOUZA, W. de J., GUERRA, J.G.M.; CARVALHO, D. F. de, Erosão hídrica em um Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes padrões de chuva simulada: *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, UAEA/UFCEG, v. 14, nº 2, p.140–147, 2010.
- PALMIERI, F.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. da; RENDEIRO, N. P.; MARTINS, J. S.; ITURRI LARACH, J. O.; CALDERANO, S. B.; BARRETO, W. de O.; CLAESSEN, M. E. C.; GOMES, P. C.; PAULA, J. L. de; SOUZA, J. L. R. de; CARVALHO JÚNIOR, W. de; FERNANDES Y GARCIA, M. E.; VIEIRA, E. G. M.; BHERING, S. B.; NAPOLEÃO, R. P. Levantamento semidetalhado de solos do Município de Paty do Alferes e sub-bacias do Córrego do Saco- rio Ubá, RJ. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1998. 1 CD-ROM. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 8). Coordenado por J.F. Lumbreras. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>, 1998, acesso em 10 de outubro de 2009.
- PANDEY, A.; MATHUR, A.; MISHRA, S.K.; MAL, B.C.; Soil erosion modeling of a Himalayan watershed using RS and GIS. *Environ Earth Sci.* v. 59:p. 399–410, 2009.
- PEDRO, F.G.; LORANDI, R. Potencial natural de erosão na área periurbana de São Carlos-SP: *Revista Brasileira de Cartografia*, nº 56/01, p. 28-33, 2004.
- PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, DA D. D.; MATOS, A. T de. Despreendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial: *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.7, nº 3. p. 423-429, 2003.
- PÉREZ-RODRÍGUEZ, R., MARQUES, M.J.; BIENES, R. Spatial variability of the soil erodibility parameters and their relation with the soil map at subgroup level. *Elsevier*, 378, p. 166-173, 2007.
- PINHEIRO, E.F.M.; Frações orgânicas e agregação em Latossolo Vermelho em função de sistema de oleráceas em Paty do Alferes, RJ. f. 95, Dissertação de Mestrado, **Agronomia-Ciência do Solo - UFRRJ**, Seropédica-RJ, 2002.

PONTES, P.P.B., LAMPARELLI, R.A.C.; ROCHA, J. V. Avaliação da evolução temporal do NDVI e estimativa da área de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo, com imagens MODIS. XXXV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 31 de julho a 04 de agosto de 2006, João Pessoa–PB.

PONZONI, F. J. Comportamento espectral da vegetação. In: MENESES, P. R.; MADEIRA NETTO, J. S. (Org.). Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais. Brasília-DF: UnB; EMBRAPA-Cerrados, 2001. p. 63-119.

PRADO, J.P. do; NOBREGA, M.T. de, Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS): Maringá, v. 27, n. 1, p. 33-42, 2005.

PRUSKI, F. F. Aplicação de modelos físico-matemáticos para a conservação de água e solo. In: SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F.. (Org.). Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura. Brasília, DF: MMA, SRH, ABEAS; Viçosa, MG: UFV, 1997. p. 129-171.

PRUSKI, F.F. Conservação de solo e água – Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Viçosa-MG: Editora da UFV, 2008, p. 240

RENARD, K.G., FOSTER, G.R, WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. Predicting soil erosion by Water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). United States Departamento of Agriculture, Agricultural Research Service, Agriculture Handbook, nº 703, p. 404, 1997.

RIBEIRO, G. de N., TEOTIA, H.S., de MORAES NETO J.M.; ARAÚJO, S.M.. Estudo do uso atual da terra através de tecnologias de sensoriamento remoto em parte do agreste paraibano. In: XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis-SC, 21 á 26 abril, p.4171-4178.

RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M.. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Elsevier - Biological Conservation, p. 1141–1153, 2009.

ROSA, A. R. da, Critérios para seleção de microbacias experimentais. Bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba, RJ: 1995, 70 f. Dissertação de Mestrado, Ciências Ambientais e Florestais – UFRRJ - Seropédica–RJ, 1995.

ROSENDO, J. dos S.; ROSA, R. Análise da detecção de mudanças no uso da terra e cobertura vegetal utilizando a diferença de índice de vegetação. In: XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis-SC, 21 á 26 abril, p.4209-4216.

ROSENDO, J. DOS S.; ROSA, R.: A Utilização de sensores com resolução moderada (MODIS) no estudo da vegetação na bacia do Rio Araguaria-MG. Revista Sociedade e Natureza, v. 33, nº 17, p. 91-104, 2005.

ROSENDO, J. dos S. Índices de vegetação e monitoramento do uso do solo e cobertura vegetal na Bacia do Rio Araguari-MG utilizando dados de sensor MODIS. 2005, 152 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia - MG, 2005.

SANTOS, G.G., GRIEBELER, N.P.; OLIVEIRA L.F.C. de. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, v.14, n.2, p.115–123, 2010.

SANTOS, A. F. DOS; CARDOSO, L.G. Evolução do uso da terra, da microbacia do Ribeirão Faxinal, Botucatu-SP, através de fotografias aéreas. In: XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis-SC, 21 á 26 abril, p.1337-1343.

SANTOS, F.J. DOS; KLAMT, E. Gestão agroecológica de microbacias hidrografias através de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto – caso Fazenda Pantanoso. Revista Ciência Rural, Santa Maria-RS, v. 34, nº 6, p. 1785-1792, 2004.

SCHOWENGERDT, R. A. Remote sensing - Models and Methods for image processing. Third Edition. San Diego-California-USA: Academic Press is an imprint Elsevier, 2007, p. 515.

SCHROEDER, S. A. LS factor: Hillslope length and gradient: In.: TOY, T.J. & FOSTER, G.R. Guidelines for the use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands: Western Regional Coordinating Center - Office of Surface Mining - 1999 Broadway, Suite 3320, Denver, Cap. 4, p. 4-1 a 4-13, 1998.

SELLERS, P.J. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. International Journal of Remote Sensing, v. 6, nº 8, p. 1335-1372, 1985.

SILVA, A.M. da; CASATTI, L.; ALVARES, C.A.; LEITE, A.M.; MARTINELLI, L.A.; DURRANT, S.F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.), v. 64, nº 4, p.3 36-343, 2007.

SILVA J.R.C. de; GLORIA S.D.; PHILIPSON W.R.; MCNEIL, R.J. Estudo da mudança de uso da terra através de um sistema de análise georreferenciada. Revista Brasileira de Ciências do Solo, Campinas, v. 17, p. 451-457, 1993.

SILVA W.S.B. da. Uso de imagens radarsat-1 para fins de mapeamento de uso da terra e cobertura do solo em ambiente tropical úmido urbano: o caso de Manaus, Estado do Amazonas. 2004. 159 f. Dissertação de Mestrado – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - São José dos Campos-SP, 2004.

SILVA, A.M. da. Potencial natural de erosão no Município de Sorocaba. Rev. Int. de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil, v. 8, p. 5-14, 2008. Páginas????

SILVA, M.L.N. Conservação do solo e da água: Lavras-MG: UFLA-FAEPE, **Curso de pós-graduação**, 2002. 59 p. **livro?????**

SOIL SURVEY STAFF. Soil survey manual. Washington: United States Government Print Office (Handbook 18). 1993. 437 p.

SOIL AND WATER CONSERVATION SOCIETY. Framework for sustainable soil management literature review and synthesis. SWCS Special Publication. p. 1-20, 2007.

SOUSA JUNIOR, J.G. de A.; DEMATTÊ, J.A.M.; GENÚ, A.M. Comportamento espectral dos solos na paisagem a partir de dados coletados por sensores terrestre e orbital. R. Bras. Ci. Solo, n. 32, p. 727-738, 2008.

SOUZA JUNIOR, J.G. de A. Sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas na caracterização de solos e quantificação de seus atributos. 2005, 141 f. Dissertação de mestrado – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Piracicaba-SP, 2005.

SOUZA, A. P., JARDIM, H. L. BERTOLINO, A. V. F. A.; FERNANDES, N. F. Importância do estudo do solo como recurso natural no contexto da sustentabilidade e na prática de manejo. Segundo informações dos autores.

SOUZA, Z.M. de, MARTINS FILHO, M.V., MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial de fatores de erosão em Latossolo Vermelho Eutroférico sob cultivo de cana-de-açúcar. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, nº 1, p. 105-114, 2005.

SOUSA, C. L. de: Uso de imagens-índice e de imagens-proporção para avaliar a quantidade de madeira em povoamentos de Pinus spp., Dissertação de Mestrado, INPE São José dos Campos –SP. p. 125, 1997.

"SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling" Camara G, Souza RCM, Freitas U.M., Garrido J Computers & Graphics, 20: (3) 395-403, 1996

SRINIVAS, C.V.; MAJI, A.K.; OBI REDDY, G.P.; CHARY, G.R. Assessment of soil erosion using remote sensing and GIS in Nagpur District, Maharashtra for prioritization and delineation of conservation units. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, v. 30, nº 4, p. 197-212, 2002.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A . F. PONÇANO, W. L. LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópico na Bacia do Peixe-Parapanema. Anais do IV Simpósio Nacional de Controle de Erosão. Marília, SP, 1987. p. 105-135.

STEVEN, M.D.; MALTHUS, T.J.; BARET, F.; XU, H.; CHOPPING, M.J. Intercalibration of vegetation indices from different sensor systems. Remote Sensing of Environment, v. 88, p. 412–422, 2003.

TAVARES, A.C.F., MORAES, J.F.L. de, ADAMI, S.F., LOMBARDI NETO, F.; VALERIANO M. de M., Expectativa de degradação dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas com auxílio de sistemas de informação geográfica. Acta Scientiarum. Agronomy Maringá, v. 25, nº 2, p. 417-424, 2003.

TIWARI, A.K.; RISSE, L.M.; NEARING, M.A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. Transactions of the ASAE, v.43, p.1129-1135. 2000.

TOMAZONI, J.C., MANTOVANI, L.E., BITTENCOURT, A.V.L.; ROSA FILHO, E.F. da, A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na Bacia do Rio Anta Gorda. Estudos Geográficos, Rio Claro, 3(1): 01-21 , 2005.

TUCKER, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, v. 8, p. 127-1509, 1979.

TURETTA, A.P.D. Alterações edáficas em função do manejo agrícola de oleráceas em Latossolo Vermelho no bioma Mata Atlântica – Paty do Alferes, RJ: 2000, 141 f. Dissertação de Mestrado - Dissertação de Mestrado, [Agronomia-Ciência do Solo - UFRRJ](#), 2000.

USTIN, S. L.; SMITH, M. O.; Jacquemoud, S.; Verstraete, M.; Govaerts, Y. Geobotany: vegetation mapping for Earth Sciences. In: RENCZ, A. N. (Ed.). Remote sensing for the Earth Sciences. New York: Wiley, 1999. p. 251-307.

VAN DER KNIJFF, J.M., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., Soil Erosion Risk Assessment in Europe. European Soil Bureau. Joint Research Centre. EUR 19044 EN. p. 34, 2000.

VAN DER KNIJFF, J.M.; JONES, R.J.A.; MONTANARELLA L. Soil Erosion Risk Assessment in Italy. European Commission Directorate General JRC, Joint Research Centre Space Applications Institute European Soil Bureau. P. 58, 1999.

VERMOTE, E.F.; TANRE, D.; DEUZE, J.L.; HERMAN, M.; MORCRETTE, J.J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S. An Overview. IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing, v. 35, nº 3, p. 675-686, 1997.

VERSTRAETE, M.M.; PINTY, B.; MYNENI, R.B. Potential and limitations of information extraction on the terrestrial biosphere from satellite remote sensing. Remote Sensing of Environment, v. 58, nº 1, p. 201-214, 1996.

- VOLK, L.B.S.; COGO, N.P.; STRECK, E.V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 28, p. 763-774, 2004.
- WEILL, M. DE A.M.; SPAROVEK, G. Estudo da Erosão na Microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I - Estimativa das Taxas de Perda de Solo e Estudo de Sensibilidade dos Fatores do Modelo EUPS: *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32 p. 801-814, 2008.
- WENDT, G. W. P Factor: Support-Practice: In.: TOY, T.J.; FOSTER, G.R. Guidelines for the use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands. Western Regional Coordinating Center - Office of Surface Mining - 1999 Broadway, Suite 3320, Denver, Cap. 6, pag. 6-1 a 6-25, 1998.
- WILLIAMS, J.D., GOLLANY, H.T., SIEMENS, M.C., WUESTE, S.B.; LONG, D.S., WEPP Simulations of dryland cropping systems in small drainages of Northeastern Oregon: *Journal of Soil and Water Conservation. Revista?????* vol. 65, nº 1, pag. 21-33, 2010.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide for Conservation Planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537. 58 p. 1978.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Transaction American Geophysical Union*: Washington, v. 39, nº 52, p. 285-291, 1958.
- XAVIER, A. C.; VETTORAZZI, C. A. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, v. 25, nº 9, p. 1661-1672, 2004.
- XAVIER A.C. Estimativa da dinâmica do índice de área foliar uma microbacia hidrográfica por meio de técnicas de sensoriamento remoto: 2002. 111 f. Tese de Doutorado – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Piracicaba-SP, 2002.
- XIA X.; CHIYUAN M.; YUNFEI L. Quantitative remote sensing study on regional soil erosion —Bin County of Heilongjiang as an example: Wuhan University. *Journal of Natural Sciences*, vol.13, n.3, p.377-384, 2008.
- YUE-QING, X.; JIAN, P.; XIAO-MEI S. Assessment of soil erosion using RUSLE and GIS: a case study of the Maotiao River watershed, Guizhou Province, China. *Environ Geol*, v. 56, p. 1643–1652, 2009.
- YUE-QING, X., XIAO-MEI, S., XIANG-BIN, K., JIAN, P.; YUN-LONG, C. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China: *Environ Monit Assess. Springer Science Business Media*, v.141, p. 275–286, 2008.
- ZACHAR, D. Soil erosion – developments in soil science 10: Forest Research Institute, Elsevier Scientific Publishing Company, Zvolen, Czechoslovakia, 1982, p. 547.
- ZHOU P.; LUUKKANEN, O.; TOKOLA T.; NIEMINEN J. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*, v. 75, p. 319–325, 2008.

8. ANEXOS

Tabela 1: Relação de pontos coletados no campo para georeferenciamento das imagens

Relação de pontos			
Local de coleta	Município	Coordenadas (UTM)	
		Leste	Norte
1 – Em frente à Prefeitura de Miguel Pereira	Miguel Pereira	657167,23	7515916,80
2 – Em frente à Igreja de Miguel Pereira	Miguel Pereira	657292,44	7516038,70
3 – Entrada do Cemitério de Paty do Alferes	Paty do Alferes	662179,56	7518479,06
4 – Porteira da Fazenda Luz em Paty do Alferes	Paty do Alferes	662497,32	7516511,32
5 – Campo de futebol da associação APA	Paty do Alferes	664884,35	7516338,15
6 – Lago da associação APA	Paty do Alferes	663547,28	7516154,47
7 – Ponto coletado na estrada da Mantiqueira	Paty do Alferes	661424,45	7519154,72
8 – Ponte Rio Mantiqueira	Paty do Alferes	661975,64	7519639,45
9 – Em frente à Igreja de Paty do Alferes	Paty do Alferes	662412,53	7518749,93
10 – Curva da estrada parque Barcelos	Paty do Alferes	662547,83	7518177,56
11 – Em frente SASE	Paty do Alferes	662002,90	7517971,51
12 – Limite entre Encruzilhada Gatão	Paty do Alferes	661643,81	7518097,55
13 – Ponte sobre o Ribeirão Saco	Paty do Alferes	660983,98	7518044,53
14 – Encruzilhada no parque das Acácias	Paty do Alferes	660663,11	7518972,92
15 – Ponte sobre o rio das Acácias	Paty do Alferes	660681,87	7518364,41
16 – Lago de Monte Alegre	Paty do Alferes	659900,88	7517732,32
17 – Alto Pedras Ruivas	Paty do Alferes	661156,24	7517281,52
18 – Divisa entre Paty do Alferes e Miguel Pereira	Paty/Miguel Pereira	660583,51	7517538,07
19 – Campo da praça da Ponte	Miguel Pereira	658650,94	7517638,56
20 – Área recreativa Banco Boa Vista	Miguel Pereira	658086,73	7515410,99
21 – Campo de futebol da Vila Suissa	Miguel Pereira	656583,26	7516375,34
22 – Ponte maravilha (exutório)	Paty do Alferes	662622,45	7519186,03
23 – Estrada Paty/Petrópolis	Paty do Alferes	668943,11	7522848,00
24 – Ponte na Estrada_Paty do Alferes Petrópolis	Paty do Alferes	670038,62	7523708,96
25 – Cachoeira na Estrada Paty do Alferes Petrópolis	Paty do Alferes	674063,90	7520773,50
26 – Divisor de águas	Petrópolis	678409,70	7518947,54
27 – Campo de areia do vale das Videiraas	Petrópolis	676045,88	7518911,49
28 – Pte. na estrada Paty do Alferes - Petrópolis	Paty do Alferes	674276,56	7522942,97
29 – Encruzilhada de coqueiros	Paty do Alferes	669393,10	7524467,01
30 – Divisor Moro Fama	Paty do Alferes	668638,55	7522309,07
31 – Hotel Fazenda Quindins	Paty do Alferes	664832,57	7520238,64
32 – Hotel Inter Paz	Paty do Alferes	662920,87	7520136,13
33 – Campo de Arcozelo	Paty do Alferes	662879,52	7521764,33
34 – Cruzamento Campo Verde Capivara	Paty do Alferes	664981,17	7523323,13
35 – Fazenda Santa Tereza	Paty do Alferes	663330,67	7522577,37
36 – Ponte Arcozelo no CEASA	Paty do Alferes	662499,60	7521289,20
37 - Lago do Javari	Miguel Pereira	654961,65	7514622,05
38 – Portal de Portela	Miguel Pereira	653875,13	7513204,45

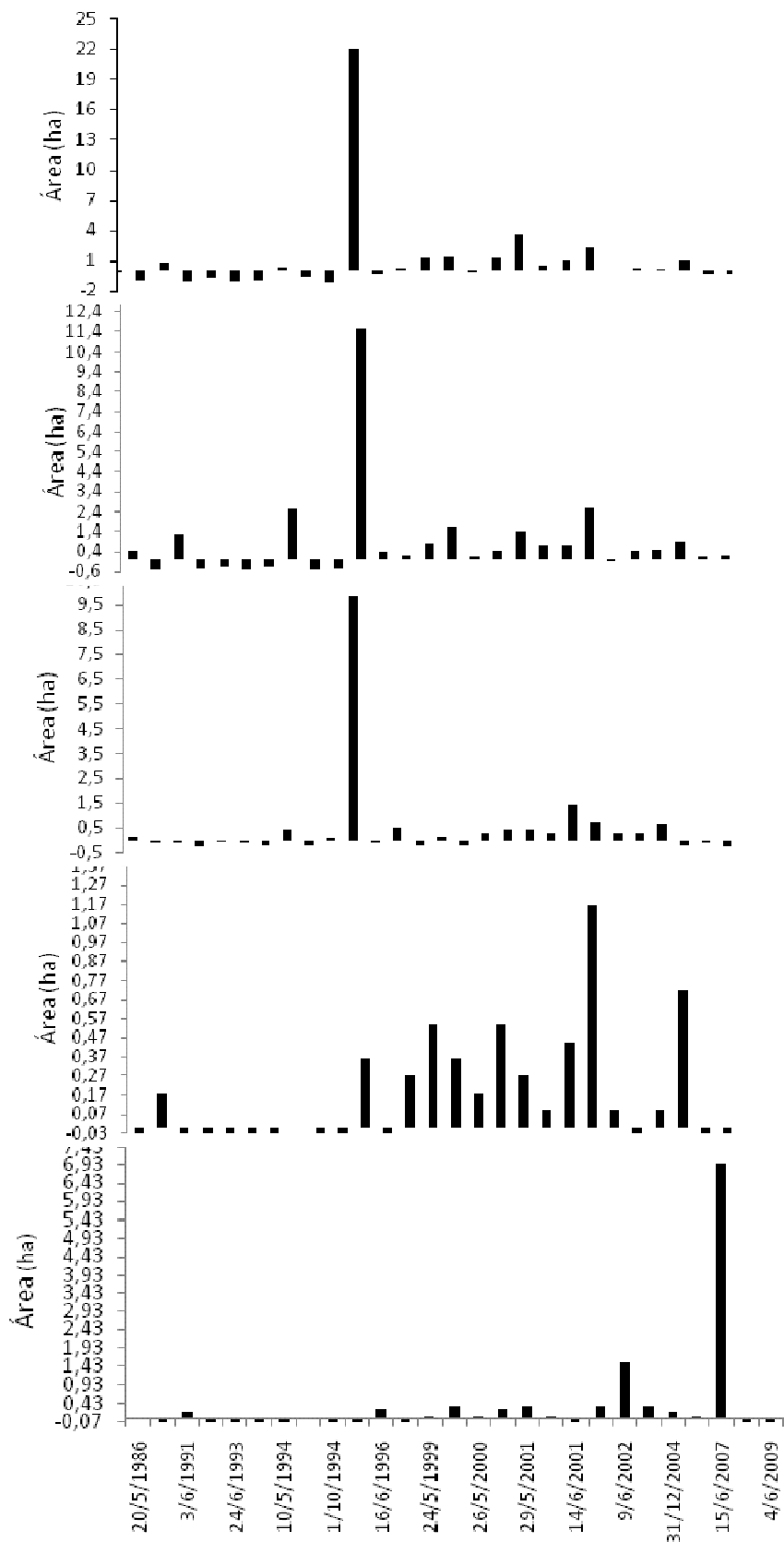


Figura 1. Clases de cobertura de 0,5 – 0,6 a 0,9 – 1 para todas as imagens.

Tabela 2: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2001, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2001							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
28/3/2001	1	50,0	1	10,1	17,0	171,8	38h15min
31/3/2002	2	13,2	2	2,6	17,2	44,9	3h15min
TOTAL MAR	2	90,1		86,9	482,4		
10/4/2001	4	9,6	2	4,3	19,4	82,9	2h
TOTAL ABR	1	9,6		4,3	19,4	82,9	
16/5/2001	1	8,2	1	1,3	3,6	4,5	5h
TOTAL MAI	1	8,2		1,3	3,6	4,5	
2/11/2001	1	8,4	3	1,5	8,8	12,9	7h45min
3/11/2001	2	8,8	1	1,5	9,6	14,7	4h30min
4/11/2001	3	24,6	2	4,2	8,4	34,9	11h30min
11/11/2001	4	13,4	1	2,4	8,5	20,1	8h35min
12/11/2001	5	13,6	2	2,6	9,3	24,2	9h50min
14/11/2001	6	8,6	2	1,7	6,0	10,0	7h35min
17/11/2001	7	10,4	1	2,0	14,5	29,3	5h15min
20/11/2001	8	10,8	2	2,4	17,7	42,9	2h20min
28/11/2001	9	23,0	1	5,1	29,6	149,7	9h
30/11/2001	10	19,2	1	3,4	10,8	37,1	19h0mim
TOTAL NOV	10	140,8		26,7	29,6	375,6	
1/12/2001	1	11,6	1	2,7	13,6	36,1	1h35min
7/12/2001	2	14,6	1	3,0	14,4	43,0	3h20min
13/12/2001	3	15,4	3	4,1	30,8	125,4	0h20min
14/12/2001	4	10,4	1	2,7	18,8	50,8	2h40min
15/12/2001	5	39,8	1	8,7	24,4	211,3	7h35min
16/12/2001	6	20,0	1	3,4	9,6	32,8	11h35min
21/12/2001	7	10,2	2	2,1	14,2	29,8	3h55min
23/12/2001	8	69,6	1	14,4	18,7	269,3	9h45min
27/12/2001	9	13,6	1	2,3	9,4	21,7	27h30min
30/12/2001	10	49,3	3	10,9	33,9	368,7	10h35min
TOTAL	DEZ	10	254,5	54,2	33,9	1188,7	
TOTAL	2001	25	503,2	173,2	482,4	37634,0	
OBS:	CHUVA TIPO 1 =		AVANÇADA		(56,00%) =	14 CHUVAS	
	CHUVA TIPO 2 =		INTERMEDIARIA		(32,00%) =	8 CHUVAS	
	CHUVA TIPO 3 =		ATRASADA		(12,00%) =	3 CHUVAS	

TP = Representa o tipo hidrológico da chuva (1, 2 ou 3, respectivamente, Avançada, intermediária ou atrasada);
 EC(W) = Representa a energia cinética total calculada a partir da equação básica de energia de Wischmeier
 ($e = 0,119 + 0,0873 \log_{10} i$), em MJ ha⁻¹;

I30 = Representa a intensidade máxima da chuva determinada com base em um período contínuo de 30 minutos, em mm/h;

EI30 = Representa a erosividade da chuva (produto de EC(W) por I30), em Mj mm ha⁻¹ h⁻¹.

Tabela 3: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2002, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2002							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
13/1/2002	1	23,0	1	4,0	6,2	24,8	22h 0min
18/1/2002	2	15,0	1	2,2	4,3	9,6	22h50min
23/1/2002	3	18,0	1	3,5	8,6	29,9	4h20min
25/1/2002	4	17,0	1	3,3	14,5	47,9	4h50min
29/1/2002	5	34,0	2	8,8	57,3	504,7	4h20min
TOTAL JAN	5	107,0		21,8	57,3	617,0	
1/2/2002	1	5,0	1	1,0	4,0	4,1	5h40min
2/2/2002	2	4,0	3	0,7	4,0	2,7	1h50min
9/2/2002	3	16,0	1	2,9	12,2	35,9	22h20min
16/2/2002	4	7,0	1	1,4	10,0	13,8	4h 0min
19/2/2002	5	7,0	3	1,2	4,8	5,7	7h50min
20/2/2002	6	22,0	1	4,3	12,5	53,2	10h 0min
TOTAL FEV	6	61,0		11,5	12,5	115,4	
20/3/2002	1	10,0	2	2,3	18,0	41,0	0h50min
24/3/2002	2	25,0	1	5,1	19,5	99,8	11h 0min
25/3/2002	3	36,0	1	7,4	17,0	125,5	11h40min
TOTAL MAR	3	71,0		14,8	19,5	266,4	
3/4/2002	1	12,0	1	2,9	21,3	62,2	0h40min
TOTAL ABR	1	12,0		2,9	21,3	62,2	
1/5/2002	1	16,0	1	3,2	11,3	36,2	6h20min
2/5/2003	2	30,0	1	8,5	60,0	509,8	0h20min
19/5/2002	3	6,0	1	1,4	10,0	13,6	0h50min
TOTAL MAI	3	52,0		13,0	60,0	559,5	
11/7/2002	1	11,0	1	2,0	5,0	9,9	4h40min
12/7/2002	2	13,0	1	2,2	6,0	13,3	6h10min
TOTAL JUL	2	24,0		4,2	6,0	23,2	
2/8/2002	1	10,0	1	1,5	4,0	5,9	8h50min
3/8/2002	2	14,0	1	3,1	18,7	57,6	3h 0min
31/8/2002	3	27,0	1	6,5	23,1	151,5	7h30min
TOTAL AGO	3	51,0		11,1	23,1	214,9	
7/9/2002	1	12,0	1	2,5	12,9	32,2	2h 5min
9/9/2002	2	8,0	3	1,7	11,3	19,4	1h45min
24/9/2002	3	18,0	1	3,2	8,3	26,8	7h35min
TOTAL SET	3	38,0		7,5	12,9	78,4	
1/10/2002	1	8,0	3	1,5	7,5	11,3	3h 0min
30/10/2002	2	61,0	1	13,5	30,0	404,2	9h20min
TOTAL OUT	2	69,0		15,0	30,0	415,5	
4/11/2002	1	8,0	1	1,9	8,0	14,9	2h15min
5/11/2002	2	8,0	1	1,0	2,8	2,9	10h20min
12/11/2002	3	7,0	3	1,2	5,5	6,9	4h 5min
13/11/2002	4	15,0	2	2,8	13,7	39,0	8h20min
15/11/2002	5	35,0	2	8,7	48,0	417,4	3h45min
21/12/1977	6	14,0	1	3,1	20,0	61,6	4h40min
26/11/2002	7	30,0	3	7,7	50,0	386,1	1h30min

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2002							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
TOTAL NOV	7	117,0		26,5	50,0	928,7	
2/12/2002	1	10,0	1	1,9	4,0	7,5	9h10min
9/12/2002	2	7,0	1	1,4	8,0	11,5	4h40min
11/12/2002	3	51,0	1	10,3	24,0	247,0	16h30min
12/12/2002	4	20,0	3	2,7	4,4	11,8	38h55min
14/12/2002	5	7,0	1	1,5	12,0	18,4	2h40min
16/12/2002	6	29,0	1	5,1	10,3	52,3	9h50min
20/12/2002	7	10,0	1	2,6	20,0	51,8	0h15min
24/12/2002	8	10,0	3	2,6	20,0	51,8	0h15min
25/12/2002	9	102,0	1	25,0	62,7	1567,9	11h 0min
TOTAL DEZ	9	246,0		53,1	62,7	2020,0	
TOTAL 2002	44	848,0		181,3	62,7	5301,1	
OBS:	CHUVA TIPO 1 =		AVANÇADA		(72,73 %)	=	32 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2 =		INTERMEDIARIA		(9,09 %)	=	4 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3 =		ATRASADA		(18,18 %)	=	8 CHUVAS

Tabela 4: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2003, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2003							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
3/1/2003	1	10,7	1	2,2	14,7	31,8	8h5min
4/1/2003	2	7,5	1	1,3	3,8	4,8	11h20min
6/1/2003	3	13,0	1	2,4	5,2	12,6	11h15min
10/1/2003	4	46,3	1	11,2	40,0	447,5	4h25min
13/1/2003	5	24,1	1	5,2	22,0	113,5	10h15min
16/1/2003	6	14,4	1	2,8	14,3	39,4	6h50min
17/1/2003	7	20,1	1	3,4	8,8	29,5	9h30min
18/1/2003	8	47,6	3	11,3	45,8	515,4	8h10min
21/1/2003	9	29,8	2	6,9	32,6	225,2	10h25min
24/1/2003	10	9,6	1	1,5	6,3	9,4	8h20min
26/1/2003	11	30,0	3	6,1	16,6	100,8	8h0min
27/1/2003	12	29,6	1	6,1	20,3	124,4	10h5min
29/1/2003	13	23,0	1	4,4	11,8	52,3	4h45min
29/1/2003	14	26,9	3	5,2	10,1	51,8	5h40min
TOTAL JAN	14	332,6		69,8	45,8	1758,4	
15/2/2003	1	13,4	2	3,1	21,6	66,1	1h25min
17/2/2003	2	14,1	3	3,1	15,6	49,0	0h55min
TOTAL FEV	2	27,5		6,2	21,6	115,1	
8/3/2003	1	22,6	1	5,1	28,4	146,2	9h15min
10/3/2003	2	9,2	2	1,7	5,2	9,0	6h15min
15/3/2003	3	15,5	3	3,1	16,1	50,5	11h40min
16/3/2003	4	13,1	1	2,6	14,1	36,9	4h20min
19/3/2003	5	10,6	3	2,3	15,1	34,1	3h45min
TOTAL MAR	5	71,0		14,9	28,4	276,7	
4/4/2003	1	10,0	1	2,2	14,3	31,5	1h10min
6/4/2003	2	7,7	1	1,4	4,8	6,5	4h30min
10/4/2003	3	15,4	3	3,4	18,4	62,3	1h25min
TOTAL ABR	3	33,1		7,0	18,4	100,3	
5/5/2003	1	9,7	2	1,9	12,2	22,6	3h10min
TOTAL MAI	1	9,7		1,9	12,2	22,6	
25/8/2003	1	11,8	2	1,8	3,1	5,4	7h25min
28/8/2003	2	6,8	3	1,2	7,0	8,5	4h50min
TOTAL AGO	2	18,6		3,0	7,0	13,9	
13/9/2003	1	3,9	3	,7	6,1	4,5	1h45min
16/9/2003	2	12,8	3	2,5	11,2	28,3	3h40min
29/9/2003	3	10,0	2	2,2	18,6	41,6	3h15min
TOTAL SET	3	26,7		5,5	18,6	74,4	
7/10/2003	1	26,2	1	5,2	13,6	70,2	8h55min
8/10/2003	2	20,2	1	3,2	5,4	17,3	11h0min
9/10/2003	3	3,1	3	,4	3,2	1,4	24h20min
10/10/2003	4	4,3	3	,6	3,1	2,0	4h25min
11/10/2003	5	26,4	1	4,5	10,0	44,9	15h35min
22/10/2003	6	27,5	3	5,0	12,7	63,6	11h15min
23/10/2003	7	11,7	1	1,8	4,5	7,9	8h45min

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2003							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
29/10/2003	8	16,3	2	4,8	20,0	95,6	7h20min
TOTAL OUT	8	135,7		25,5	20,0	302,9	
1/11/2003	1	9,4	1	1,9	12,5	23,3	4h20min
6/11/2003	2	17,1	1	2,8	7,5	21,2	8h30min
7/11/2003	3	45,6	1	11,1	53,3	592,4	5h0min
13/11/2003	4	10,1	1	2,3	13,7	31,8	5h20min
17/11/2003	5	5,2	3	,8	4,8	3,7	7h10min
19/11/2003	6	34,0	1	7,4	31,8	236,2	17h10min
20/11/2003	7	15,6	1	3,4	24,2	83,1	2h40min
25/11/2003	8	4,0	3	,6	3,2	1,9	4h10min
26/11/2003	9	5,8	1	,9	6,0	5,5	6h25min
29/11/2003	10	35,0	1	7,3	14,5	106,6	6h5min
30/11/2003	11	7,0	3	,8	2,2	1,8	10h15min
TOTAL NOV	11	188,8		39,5	53,3	1107,7	
1/12/2003	1	11,2	3	2,0	9,0	17,8	11h20min
3/12/2003	2	15,4	2	3,1	10,2	31,5	3h55min
4/12/2003	3	9,9	1	1,9	10,0	19,2	2h15min
6/12/2003	4	5,2	1	0,7	3,9	2,9	9h40min
9/12/2003	5	14,1	3	3,5	27,0	93,9	3h5min
26/12/2003	6	7,0	1	1,6	13,4	21,6	1h0min
30/12/2003	7	12,7	1	2,5	14,5	36,4	3h15min
31/12/2003	8	6,0	2	1,1	8,1	8,8	7h30min
TOTAL DEZ	8	81,5		16,4	27,0	232,2	
TOTAL 2003	57	925,2		189,5	53,3	4004,1	
OBS:	CHUVA TIPO 1			AVANÇADA		(52,63%) =	30 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2			INTERMEDIARIA		(15,79%) =	9 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3			ATRASADA		(31,58%) =	18 CHUVAS

Tabela 5: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2004, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2004							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
1/1/2004	1	14,0	1	2,1	3,4	7,3	18h10min
7/1/2004	2	5,0	3	0,9	4,0	3,6	6h50min
8/1/2004	3	18,0	1	3,2	9,0	29,0	7h40min
9/1/2004	4	12,0	1	1,9	7,0	13,3	11h15min
13/1/2004	5	23,0	1	4,9	20,0	98,3	3h10min
14/1/2004	6	9,0	1	1,6	8,0	12,6	7h50min
15/1/2004	7	9,0	2	1,9	16,0	30,8	3h 0min
TOTAL JAN	7	90,0		16,6	20,0	195,0	
2/2/2004	1	15,0	3	3,8	30,0	114,9	0h25min
6/2/2004	2	78,0	1	18,2	52,0	946,0	8h40min
14/2/2004	3	23,0	1	4,0	10,0	39,9	11h 5min
15/2/2004	4	15,0	3	2,8	9,8	27,8	3h20min
20/2/2004	5	12,0	1	1,9	6,0	11,2	16h10min
23/2/2004	6	6,0	3	1,1	8,0	9,1	2h 0min
24/2/2004	7	16,0	1	2,9	7,5	21,4	6h 0min
24/2/2004	8	19,0	3	3,1	6,9	21,4	12h20min
25/2/2004	9	25,0	3	4,3	9,0	38,3	15h15min
26/2/2004	10	6,0	2	1,1	8,0	9,1	2h35min
26/2/2004	11	16,0	1	3,0	11,5	34,1	6h45min
TOTAL FEV	11	231,0		46,2	52,0	1273,2	
5/3/2004	1	15,0	1	3,2	18,6	58,9	6h30min
15/3/2004	2	16,0	1	3,0	9,6	28,6	8h35min
20/3/2004	3	38,0	3	10,2	66,0	670,5	0h55min
TOTAL MAR	3	69,0		16,3	66,0	758,0	
9/4/2004	1	37,0	1	9,7	60,0	583,8	5h 0min
13/4/2004	2	7,0	3	1,6	14,0	22,1	0h25min
TOTAL ABR	2	44,0		11,3	60,0	606,0	
7/5/2004	1	8,0	2	1,7	12,0	20,7	1h 0min
15/5/2004	2	13,0	1	2,4	8,7	20,6	6h45min
TOTAL MAI	2	21,0		4,1	12,0	41,2	
19/7/2004	1	24,0	3	3,9	5,5	21,7	8h50min
TOTAL JUL	1	24,0		3,9	5,5	21,7	
17/9/2004	1	10,0	3	1,7	5,5	9,6	6h30min
TOTAL SET	1	10,0		1,7	5,5	9,6	
1/10/2004	1	7,0	2	1,3	3,2	4,1	6h40min
2/10/2004	2	22,0	3	3,9	9,0	34,9	13h10min
3/10/2004	3	20,0	1	2,9	4,0	11,8	23h50min
24/10/2004	4	11,0	1	2,2	13,3	29,4	4h35min
25/10/2004	5	8,0	1	1,5	6,0	8,9	15h50min
TOTAL OUT	5	68,0		11,8	13,3	89,0	
TOTAL 2004	32	557,0		111,9	66,0	2993,6	
OBS:	CHUVA TIPO 1		AVANÇADA		(53,13%) =		17 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2		INTERMEDIARIA		(12,50%) =		4 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3		ATR ASADA		(34,38%) =		11 CHUVAS

Tabela 6: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2005 para a região de Avelar distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2005							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
11/1/2005	1	6,1	1	1,1	6,7	7,2	3h20min
11/1/2005	2	6,4	1	1,2	8,2	9,8	3h45min
12/1/2005	3	14,0	1	2,8	13,0	35,9	5h 5min
18/1/2005	4	68,8	1	15,2	28,0	425,5	6h 5min
22/1/2005	5	14,2	1	2,5	10,0	25,1	9h25min
26/1/2005	6	5,4	1	,8	3,4	2,7	5h45min
TOTAL JAN	6	114,9		23,5	28,0	506,3	
1/2/2005	1	9,6	1	1,9	13,2	24,5	9h50min
3/2/2005	2	17,4	1	5,2	12,8	66,9	10h40min
27/2/2005	3	9,5	1	2,1	16,9	35,0	2h10min
TOTAL FEV	3	36,5		9,2	16,9	126,4	
2/3/2005	1	33,5	1	6,1	7,6	46,0	9h15min
3/3/2005	2	26,4	2	3,7	3,6	13,2	17h45min
15/3/2005	3	6,2	3	1,5	12,4	18,8	0h20min
17/3/2005	4	8,2	1	1,9	14,6	27,7	2h 0min
18/3/2005	5	11,0	1	1,7	4,8	8,0	11h45min
20/3/2005	6	23,6	3	5,3	29,1	153,3	3h45min
21/3/2005	7	9,3	1	1,4	5,7	7,8	9h10min
24/3/2005	8	5,4	3	,9	4,3	3,8	4h25min
TOTAL MAR	8	123,6		22,4	29,1	278,5	
4/4/2005	1	10,0	2	1,9	10,4	19,9	2h20min
23/4/2005	2	7,0	2	1,1	3,6	4,1	2h40min
28/4/2005	3	17,6	3	3,6	14,4	52,2	3h40min
TOTAL ABR	3	34,6		6,7	14,4	76,2	
21/6/2005	1	16,0	2	2,5	3,6	9,1	7h20min
TOTAL JUN	1	16,0		2,5	3,6	9,1	
20/7/2005	1	14,7	1	2,8	12,8	35,9	5h40min
TOTAL JUL	1	14,7		2,8	12,8	35,9	
25/9/2005	1	8,6	2	1,3	5,2	6,9	11h50min
TOTAL SET	1	8,6		1,3	5,2	6,9	
30/10/2005	1	6,6	2	,8	1,8	1,4	10h50min
TOTAL OUT	1	6,6		,8	1,8	1,4	
2/11/2005	1	8,0	2	1,1	3,1	3,3	12h40min
4/11/2005	2	5,5	1	,9	5,4	4,6	3h 0min
5/11/2005	3	22,0	3	5,4	38,4	205,5	3h 0min
10/11/2005	4	8,6	1	1,3	4,3	5,4	7h35min
17/11/2005	5	14,4	2	2,8	13,6	37,8	4h50min
19/11/2005	6	6,6	3	1,7	13,2	22,5	0h10min
25/11/2005	7	18,8	1	2,9	6,4	18,8	13h25min
TOTAL NOV	7	83,9		16,0	38,4	297,9	
6/12/2005	1	31,6	2	6,0	11,2	66,7	16h35min
10/12/2005	2	10,0	3	1,7	4,9	8,4	7h45min
12/12/2005	3	7,0	1	1,2	4,0	4,6	3h 0min
12/12/2005	4	7,4	3	,9	2,5	2,3	8h30min

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2005							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
16/12/2005	5	16,9	1	3,3	14,4	48,2	4h 5min
18/12/2005	6	6,8	1	,9	3,2	2,7	10h 0min
20/12/2005	7	28,1	1	6,2	23,2	143,3	6h50min
24/12/2005	8	6,3	3	,9	2,4	2,1	8h20min
TOTAL DEZ	8	114,1		21,0	23,2	278,3	
TOTAL 2005	39	553,5		106,1	38,4	1616,8	
OBS:	CHUVA TIPO 1		AVANÇADA		(53,85 %)	=	21 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2		INTERMEDIARIA		(23,08 %)	=	9 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3		ATRASADA		(23,08 %)	=	9 CHUVAS

Tabela 7: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2006 para a região de Avelar distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2006							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
2/1/2006	1	17,2	1	3,3	12,6	41,0	7h25min
3/1/2006	2	8,6	3	2,0	17,2	34,6	0h25min
4/1/2006	3	20,7	1	4,2	17,6	73,3	9h50min
6/1/2006	4	5,6	2	,8	2,1	1,7	3h40min
26/1/2006	5	10,8	3	1,8	5,1	9,1	6h20min
27/1/2006	6	12,2	1	2,1	6,0	12,3	4h10min
29/1/2006	7	9,8	2	4,5	33,8	152,8	1h20min
TOTAL JAN	7	84,9		18,6	33,8	324,7	
8/2/2006	1	21,4	1	4,8	16,5	78,5	5h45min
12/2/2006	2	20,6	3	4,4	17,2	75,5	2h50min
14/2/2006	3	8,8	1	1,7	13,6	23,0	3h55min
15/2/2006	4	12,6	1	2,2	5,2	11,5	6h10min
21/2/2006	5	10,6	2	1,7	4,8	8,1	5h10min
24/2/2006	6	16,2	1	4,1	28,6	118,0	2h45min
TOTAL FEV	6	90,2		18,9	28,6	314,7	
15/3/2006	1	14,6	1	2,8	11,5	32,0	4h15min
16/3/2006	2	20,0	1	5,2	37,8	195,7	2h40min
TOTAL MAR	2	34,6		8,0	37,8	227,7	
10/5/2006	1	11,9	1	2,3	11,4	26,4	4h20min
TOTAL MAI	1	11,9		2,3	11,4	26,4	
19/8/2006	1	17,8	3	4,2	22,4	94,4	4h15min
TOTAL AGO	1	17,8		4,2	22,4	94,4	
2/9/2006	1	12,3	3	2,2	8,8	19,8	8h20min
18/9/2006	2	5,0	2	,7	2,3	1,7	4h25min
20/9/2006	3	8,4	1	1,3	4,2	5,5	10h 0min
TOTAL SET	3	25,7		4,3	8,8	27,0	
19/10/2006	1	7,8	3	1,3	3,6	4,5	7h35min
22/10/2006	2	10,4	3	1,9	10,8	20,5	2h45min
30/10/2006	3	11,0	3	2,3	14,6	33,0	1h45min
31/10/2006	4	11,4	1	1,6	4,8	7,9	9h 0min
TOTAL OUT	3	29,2		5,4	14,6	65,9	

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2006							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
14/11/2006	1	14,6	1	3,9	10,7	42,0	34h50min
26/11/2006	2	13,8	2	2,9	8,2	23,8	5h 0min
29/11/2006	3	8,2	2	1,6	9,0	14,4	8h30min
TOTAL NOV	3	48,0		10,1	10,7	80,2	
10/12/2006	1	25,4	3	4,8	17,5	83,0	9h40min
14/12/2006	2	12,0	3	2,3	13,2	30,7	2h15min
15/12/2006	3	6,2	2	1,0	5,6	5,7	3h20min
16/12/2006	4	9,8	3	2,4	19,6	47,5	0h25min
20/12/2006	5	18,2	2	4,7	34,6	162,7	0h40min
21/12/2006	6	10,2	1	2,1	16,4	34,0	4h30min
23/12/2006	7	8,0	1	1,4	10,0	14,3	8h 0min
24/12/2006	8	6,2	1	1,1	7,0	7,5	4h20min
28/12/2006	9	6,8	3	1,4	6,8	9,3	4h40min
29/12/2006	10	32,2	1	7,2	24,4	176,4	6h30min
30/12/2006	11	15,6	1	2,2	6,0	13,2	14h55min
TOTAL DEZ	11	150,6		30,6	34,6	584,3	
TOTAL 2006	38	492,9		102,3	37,8	1745,3	
OBS:	CHUVA TIPO 1			AVANÇADA		(47,37 %) =	18 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2			INTERMEDIARIA		(21,05 %) =	8 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3			ATRASADA		(31,58 %) =	12 CHUVAS

Tabela 8: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2007, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2007							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
1/1/2007	1	23,8	1	3,0	4,0	11,9	32h40min
2/1/2007	2	158,6	1	26,2	14,7	384,7	102h20min
TOTAL JAN	2	182,4		29,2	14,7	396,6	
TOTAL 2007	2	182,4		29,2	14,7	396,6	
OBS:	CHUVA TIPO 1 =			AVANÇADA		(100%) =	2 CHUVAS
	CHUVA TIPO 2 =			INTERMEDIARIA		(00%) =	0 CHUVAS
	CHUVA TIPO 3 =			ATRASADA		(00%) =	0 CHUVAS

Tabela 9: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2008, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2008							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
5/8/2008	1	6,0	1	0,9	3,0	2,8	10h10min
10/8/2008	2	14,0	1	2,4	10,0	24,4	28h15min
30/8/2008	3	7,2	2	1,2	5,2	6,2	8h 0min
TOTAL AGO	3	27,2		4,5	10,0	33,4	
26/9/2008	1	14,8	3	3,2	16,8	53,7	1h30min
TOTAL SET	1	14,8		3,2	16,8	53,7	
1/10/2008	1	8,0	1	1,5	7,2	11,0	2h40min
4/10/2008	2	21,0	1	4,6	16,1	74,2	2h50min
15/10/2008	3	13,0	1	3,0	15,2	45,1	1h 0min
19/10/2008	4	17,6	1	2,9	8,6	25,0	17h10min
30/10/2008	5	19,8	3	3,9	19,2	74,3	5h25min
TOTAL OUT	5	79,4		15,9	19,2	229,7	
1/11/2008	1	10,8	1	2,6	18,7	49,1	1h40min
3/11/2008	2	11,6	1	2,4	15,2	36,7	4h20min
6/11/2008	3	16,6	3	3,0	10,8	32,4	13h55min
13/11/2008	4	8,8	1	1,8	13,6	24,6	1h30min
14/11/2008	5	32,4	1	5,8	14,2	82,1	34h40min
17/11/2008	6	17,2	1	3,9	25,1	97,6	1h35min
22/11/2008	7	10,6	1	2,0	3,2	6,3	39h35min
24/11/2008	8	10,2	1	1,5	5,3	8,2	7h 0min
25/11/2008	9	10,0	2	2,1	13,8	28,9	2h25min
26/11/2008	10	6,8	1	1,3	9,2	12,0	1h30min
27/11/2008	11	7,4	1	1,4	10,6	15,1	2h20min
TOTAL NOV	11	142,4		27,9	25,1	393,0	
2/12/2008	1	12,6	1	2,6	18,4	47,9	9h10min
15/12/2008	2	14,8	3	2,8	10,6	30,0	3h55min
16/12/2008	3	20,6	1	3,7	5,4	19,9	72h25min
17/12/2008	4	10,4	1	1,5	4,4	6,5	9h20min
18/12/2008	5	29,2	3	6,0	17,3	104,5	8h10min
19/12/2008	6	23,4	2	5,2	18,2	94,8	3h 0min
26/12/2008	7	23,0	1	3,3	10,4	34,7	31h40min
28/12/2008	8	8,6	1	1,6	6,3	10,3	7h30min
29/12/2008	9	8,8	2	1,8	12,8	23,1	1h 0min
31/12/2008	10	9,8	1	1,7	7,9	13,7	4h35min
TOTAL DEZ	10	161,2		30,4	18,4	385,4	
TOTAL 2008	30	425,0		81,9	25,1	1095,2	
OBS:	CHUVA TIPO 1=	AVANÇADA		(70,00 %)=	21 CHUVAS		
	CHUVA TIPO 2=	INTERMEDIARIA		(13,33 %)=	4 CHUVAS		
	CHUVA TIPO 3=	ATRASADA		(16,67 %)=	5 CHUVAS		

Tabela 10: Calculo do potencial erosivo das chuvas do ano 2009, para a região de Avelar, distrito de Paty do Alferes.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2009							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
4/1/2009	1	10,0	1	1,5	5,2	7,5	8h30min
5/1/2009	2	10,6	1	1,4	1,9	2,7	8h25min
14/1/2009	3	21,6	2	4,1	16,9	69,0	7h 0min
15/1/2009	4	21,4	1	3,4	8,1	27,9	11h 0min
17/1/2009	5	22,5	3	4,6	21,3	98,7	5h 5min
20/1/2009	6	31,4	1	5,2	8,0	41,3	17h40min
21/1/2009	7	37,4	3	7,9	13,0	102,3	4h 0min
24/1/2009	8	6,4	3	1,1	3,8	4,2	1h40min
25/1/2009	9	31,8	1	6,6	23,9	158,7	10h10min
28/1/2009	10	6,9	3	1,1	3,1	3,4	3h 5min
30/1/2009	11	27,6	3	6,1	320	195,4	6h20min
TOTAL JAN	11	227,6		43,0	32,0	711,0	
1/2/2009	1	10,2	1	2,0	13,1	26,4	1h50min
4/2/2009	2	7,0	3	1,1	3,7	4,1	5h20min
5/2/2009	3	23,8	2	5,2	32,6	169,2	7h20min
9/2/2009	4	28,0	1	6,5	23,3	152,3	5h10min
10/2/2009	5	22,6	2	4,5	14,2	64,3	6h30min
11/2/2009	6	25,8	2	6,2	36,3	226,9	8h10min
12/1/2009	7	20,6	1	4,1	15,8	64,1	8h20min
13/2/2009	8	18,8	1	2,6	8,8	23,2	22h10min
14/2/2009	9	6,6	1	1,0	3,4	3,3	4h10min
TOTAL FEV	9	163,4		33,3	36,3	733,7	
12/3/2009	1	22,8	2	6,8	26,7	180,7	4h 0min
14/3/2009	2	10,4	1	2,0	7,2	14,4	4h55min
16/3/2009	3	7,2	1	1,2	7,8	9,7	7h10min
28/3/2009	4	28,4	3	6,0	23,1	138,6	17h35min
TOTAL MAR	4	68,8		16,0	26,7	343,4	
23/4/2009	1	22,4	3	4,9	24,1	119,0	3h 0min
TOTAL ABR	1	22,4		4,9	24,1	119,0	
28/5/2009	1	7,8	1	1,2	4,3	5,1	12h30min
TOTAL MAI	1	7,8		1,2	4,3	5,1	
12/6/2009	1	5,6	3	,8	2,8	2,1	4h30min
TOTAL JUN	1	5,6		,8	2,8	2,1	
11/7/2009	1	7,0	1	1,3	10,8	14,2	2h35min
TOTAL JUL	1	7,0		1,3	10,8	14,2	
7/9/2009	1	6,0	2	1,0	6,4	6,6	1h50min
28/9/2009	2	30,0	1	5,4	9,5	51,9	14h50min
TOTAL SET	2	36,0		6,5	9,5	58,5	
7/10/2009	1	21,0	2	4,1	9,3	37,7	6h10min
8/10/2009	2	24,0	3	4,2	7,0	29,5	7h20min
15/10/2009	3	14,0	2	3,1	13,7	42,9	1h40min
17/10/2009	4	7,0	3	1,2	8,0	9,7	3h30min
24/10/2009	5	29,0	3	7,3	48,4	354,2	3h50min
29/10/2009	6	20,0	1	4,0	12,0	48,5	8h20min

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EROSIVO DAS CHUVAS EM AVELAR PARA O ANO DE 2009							
DATA	NUM.	PREC	TP	EC(W)	I30	EI30	DURAÇÃO
TOTAL OUT	6	115,0		24,0	48,4	522,5	
7/11/2009	1	6,0	3	1,4	12,0	16,5	0h20min
9/11/2009	2	68,0	1	17,0	90,5	1541,0	8h40min
10/11/2009	3	148,0	1	39,9	83,2	3315,6	7h10min
11/11/2009	4	48,0	3	10,9	34,5	374,8	9h 5min
12/11/2009	5	6,0	3	1,4	12,0	16,5	0h20min
27/11/2009	6	33,0	1	8,2	49,3	402,3	2h50min
29/11/2009	7	9,0	1	2,1	18,0	37,0	2h 0min
3/11/2009	8	45,0	3	8,9	18,0	160,6	14h30min
TOTAL NOV	8	363,0		89,6	90,5	5864,3	
4/12/2009	1	12,6	1	2,0	11,6	23,4	15h20min
7/12/2009	2	27,0	2	5,3	22,8	122,1	15h35min
8/12/2009	3	28,8	1	5,2	13,3	69,9	22h55min
9/12/2009	4	8,6	1	1,0	3,3	3,4	30h 0min
TOTAL DEZ	4	77,0		13,6	22,8	218,7	
TOTAL 2009	48	1093,6		234,2	90,5	8592,7	
OBS:	CHUVA TIPO1		AVANÇADA		(53,85 %)	=	21 CHUVAS
	CHUVA TIPO2		INTERMEDIARIA		(23,08 %)	=	9 CHUVAS
	CHUVA TIPO3		ATRASADA		(23,08 %)	=	9 CHUVAS