

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“Júlio de Mesquita Filho”

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Campus de Rio Claro

EDVANIA APARECIDA CORRÊA

PERDAS DE SOLO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO: PROPOSTA
METODOLÓGICA PARA A DETERMINAÇÃO DO FATOR C
(MEUPS) EM PASTAGENS E CANA-DE-AÇÚCAR

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geografia.

Orientador: Sergio dos Anjos Ferreira Pinto

Rio Claro - SP
2016

EDVANIA APARECIDA CORRÊA

PERDAS DE SOLO E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO: PROPOSTA
METODOLÓGICA PARA A DETERMINAÇÃO DO FATOR C
(MEUPS) EM PASTAGENS E CANA-DE-AÇÚCAR

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de
Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio
Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Geografia.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Sergio dos Anjos Ferreira Pinto (**Orientador**)
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP/Rio Claro

Dr^a. Isabella Clerici de Maria
Instituto Agrônomo de Campinas - IAC

Prof. Dr. João Osvaldo Rodrigues Nunes
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP/Presidente Prudente

Prof. Dr. Cenira Maria Lupinacci da Cunha
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP/Rio Claro

Prof. Dr. Gilberto José Garcia
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP/Rio Claro

Resultado Final – APROVADO

Rio Claro, SP, 22 de janeiro de 2016.

551.4 Corrêa, Edvania Aparecida
C824p Perdas de solos e índices de vegetação : proposta
 metodológica para a determinação do fator C (MEUPS) em
 pastagens e cana-de-açúcar / Edvania Aparecida Corrêa. - Rio
 Claro, 2016
 187 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

 Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,
 Instituto de Geociências e Ciências Exatas
 Orientador: Sergio dos Anjos Ferreira Pinto

 1. Geografia física. 2. Parcelas de monitoramento de
 erosão. 3. Sensoriamento remoto. 4. Cobertura do solo. I.
 Título.

A DEUS,

minha força constante.

OFEREÇO

A MINHA FAMÍLIA,

Alicerce da minha vida!

Aos meus pais, Osvaldo e Cleusa,

exemplos de luta e dignidade, base de tudo o que sou.

Aos meus irmãos Edgar e Elias,

pelo companheirismo e amor mútuo.

Ao Elias Meyer,

meu querido esposo,

fonte de inspiração,

fundamental amor, apoio, dedicação,

que sempre me incentivou a jamais desistir, na certeza de que este

é o início de uma longa caminhada.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus pela Graça, Fé e Força que tem colocado no meu coração e que assim tem me sustentado até o presente momento.

Ao prof. Dr. Sergio dos Anjos Ferreira Pinto por toda a amizade, apoio e orientação durante estes 8 anos de formação acadêmica. Obrigada por tornar possível a realização de mais uma etapa em minha vida.

A grande amiga, madrinha, companheira e também genitora das ideias que originaram este trabalho: Isabel. Obrigada pelos incalculáveis momentos engraçados vivenciados em campo, pelos inúmeros bate-papos e pela grande ajuda no decorrer desta pesquisa.

Ao meu esposo, amigo e companheiro Elias. Obrigada pela ajuda nos inúmeros trabalhos de campo. Sem você, com certeza esse trabalho não teria chego ao fim. Obrigada por sempre estar ao meu lado!

A minha família, em especial aos meus pais Osvaldo e Cleusa e meu irmão Elias pelos constantes auxílios nas atividades de campo, pelo carinho, apoio, paciência e orientação nos momentos bons e ruins do decorrer deste trabalho. Também agradeço ao meu tio Zé pela ajuda na preparação dos equipamentos que compunham as parcelas experimentais.

Aos alunos de graduação, Milla e Estevão, e aos alunos de pós graduação, Antonio, Éder, Luiz e Guedes pela ajuda nos trabalhos de campo e pelos momentos de descontração. Também a Camila Barbosa, pela essencial ajuda com a utilização do penetrômetro e infiltrômetro.

Aos professores Dr. Rodrigo B. Moruzzi e Dr^a. Cenira M. Lucinacci (DEPLAN/UNESP) e ao pesquisador Dr. Antonio R. Formaggio (DSR/INPE) pelas valiosas orientações e apoio.

Aos funcionários do DEPLAN, Álvaro e Arnaldo que muito vezes estiveram me ajudando com as coletas de amostras. Também aos demais funcionários Suely, Bira, Bete, Magali, Cássia e Ias pelo suporte, orientações e boa convivência. Igualmente agradeço ao Carlão (CEAPLA/UNESP) pelo cessão dos dados da estação meteorológica e pela grande ajuda nos trabalhos de campo. Aos funcionários do setor de manutenção, pelo árduo trabalho de instalação das parcelas.

Ao prof. Dr. José Alexandre M. Demattê (ESALQ/USP) pelas orientações e empréstimo do laboratório de Sensoriamento Remoto Aplicado a Solos.

Ao prof. Dr. Peterson Fiorio (ESALQ/USP) pelo empréstimo do sensor e orientação. Também ao aluno de pós graduação Pedro Paulo (ESALQ/USP) pela grande e essencial ajuda com as atividades de campo.

Aos proprietários da Fazenda Cristina, Sr. Jacob e Sr. Carriel, e também ao caseiro Sr. Edson juntamente com a sua esposa. Aos proprietários da Olaria JRS, em especial ao Sr. Rafael. Agradeço a todos pela cessão das propriedades, pelo apoio e importantes auxílios.

À Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI, pelo apoio e orientações.

À Prefeitura Municipal de Ipeúna, principalmente ao vice prefeito José Antonio de Campos (Zé Banana) pelo grande apoio e suporte às atividades de campo. Também agradeço aos funcionários do setor de obras, em especial ao funcionário João, o qual me ajudou muito nos trabalhos de campo.

Às Usinas de Açúcar e Alcool, Granelli e grupo Raízen, pelo apoio e concessão das áreas para a implantação dos experimentos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de doutorado e pelo apoio financeiro por meio do projeto "Avaliação da erosão hídrica, química e mecânica entre arenitos e argilitos: uma contribuição à evolução geomorfológica da bacia do Rio Corumbataí (SP)" - processo Fapesp nº 2012/19935-7.

A todos aqueles que, cada qual a sua maneira e importância, contribuíram de forma direta ou indireta para que a presente pesquisa assim como a realização de mais um sonho se tornasse realidade.

"... se perdemos solo, perdemos vida."

(CBCS, 2015)

RESUMO

No Brasil, poucos são os estudos sobre a estimativa de perdas de solo em cana-de-açúcar e sobre o levantamento do fator C da EUPS em cultivos alocados em paisagens com diferentes potenciais naturais à erosão. Também, no contexto mundial, poucos são os estudos que propõem metodologias alternativas para a determinação do fator C em climas tropicais. Assim, o objetivo desta pesquisa foi o de elaborar um procedimento metodológico para a determinação do fator C a partir da quantificação das perdas de solos e índices de vegetação em pastagens e cana-de-açúcar. Foram utilizados dados multissensores correlacionados aos valores do fator C estimados em 11 parcelas de monitoramento de erosão. As parcelas foram instaladas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Ipeúna/SP) e na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga (Rio Claro/SP). Estas bacias apresentam semelhanças quanto às dimensões em área e uso da terra e variabilidade quanto às características pedológicas e de relevo. Em todas as parcelas com pastagens, as perdas de solo foram inferiores a $1,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o fator C foi de 0,1. Mesmo em condições diversas de paisagem, as gramíneas presentes nas áreas de pastagens se comportaram de maneira similar frente aos processos erosivos. Por outro lado, verificou-se diferenças nas perdas de solos nas parcelas com cana-de-açúcar localizadas em ambas as áreas de estudo. Nos solos argilosos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga as perdas variaram de 0,8 a $2,76 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já nos solos arenosos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande as perdas variaram de 49 a $84,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Assim, as diferenças nas perdas de solo em canaviais são derivadas das condições físicas de cada paisagem. Os valores do fator C nos canaviais variaram de 0,13 a 0,23 para a bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga e de 0,41 a 0,43 para a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Assim, no contexto regional estudado, a expansão e o cultivo de cana-de-açúcar é realizado indistintamente, não considerando as condições de fragilidade natural de cada ambiente. Os dados de perdas de solo obtidos em campo correlacionados aos dados de sensoriamento remoto proporcionaram a criação de uma metodologia de determinação do Fator C. A utilização desta metodologia possibilitou a melhoria da modelagem da MEUPS em eventos individuais de chuva em ambas as áreas de estudo.

Palavras-chave: parcelas de monitoramento de erosão; sensoriamento remoto; cobertura do solo.

ABSTRACT

In Brazil, there are few studies on the estimation of soil losses in sugarcane and acquisition the factor C in the USLE in landscapes with different potential natural erosion. Also, in the global context, there are few studies that propose alternative methods for the extraction of Factor C in tropical climates. The objective of this research was to develop a preliminary methodological procedure to extract the factor C for pasture and sugarcane. Multisensor data correlated to the Factor C values estimated at plots were used. The plots were installed in the watershed of the stream Monjolo Grande (Ipeúna / SP) and Jacutinga (Rio Claro / SP). These basins have similarities as to the area and land use and variability as to the soil and relief. In all plots with pasture, soil losses were less than $1.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ and C factor was 0.1. Even under various conditions of landscape, grasses present in pasture areas behaved in a similar way to the front erosion. On the other hand, there are differences in the losses of soil in the plots with sugarcane located in both study areas. In clay soils of the watershed of Jacutinga creek losses ranged from 0.8 to $2.76 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. In the sandy soils of the watershed stream Monjolo Grande losses ranged from 49 to $84.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Thus, differences in soil loss in sugarcane fields are derived from the physical conditions of each landscape. The values of the C factor in the cane fields ranging from 0.13 to 0.23 for the watershed of the Jacutinga creek and 0.41 to 0.43 for the watershed stream Monjolo Grande. Thus, in the regional context studied, the expansion and sugarcane cultivation is done indiscriminately, without considering the fragility natural conditions of each environment. The data obtained in soil losses related to the field of remote sensing data led to the creation of a methodology for determining factor C. The use of this methodology improve the modeling of MEUPS in individual rainfall events in both study areas.

Key words: plots; remote sensing; soil cover.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização das áreas de estudo – bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga e bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	45
Figura 2. Média da distribuição da precipitação por meses nos postos D4-036 e D4-012.	47
Figuras 3a e 3b. Quadro geológico das bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande	49
Figuras 4a e 4b. Mapas topográficos das bacias hidrográficas do Ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande.	52
Figuras 5a e 5b. Mapas de declividade das bacias hidrográficas do Ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande.	53
Figura 6. Vista da nascente do ribeirão Jacutinga sobre a formação Pirambóia	54
Figura 7. Relevo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	54
Figuras 8a e 8b. Uso da terra nas bacias hidrográficas do córrego Monjolo Grande e ribeirão Jacutinga no ano de 2013.	56
Figura 9. Metodologia elaboração do mapa pedológico.	60
Figuras 10a e 10b. Topossequências realizadas para o levantamento pedológico.	61
Figura 11. Localização das parcelas experimentais nas áreas de estudo.....	63
Figuras 12a e 12b. Parcelas experimentais de monitoramento de erosão do solo.....	64
Figuras 13a e 13b. Experimento com infiltrômetro em área com cultivo de cana-de-açúcar e pastagem.....	66
Figura 14. Experimento com penetrômetro de impacto em área com pastagem.....	67
Figura 15. Coleta do material retido na calha coletora.....	69
Figura 16. Metodologia para a coleta e quantificação do material perdido.	70
Figura 17. Metodologia para a aquisição do fator C	74
Figuras 18a e 18b. Localização dos pontos amostrados em ambas as áreas de estudo.	77
Figura 19. Aquisição das fotografias perpendiculares ao solo para obtenção da taxa de cobertura do solo	84
Figura 20. Ilustração para cálculo da área de detecção e da altura entre o sensor e o topo do alvo.....	86
Figuras 21a e 21b. Coletas de dados espectrais <i>in situ</i> na cultura de cana-de-açúcar e pastagem	86
Figura 22. Sistema de aquisição das assinaturas espectrais das amostras de TFSA em placas petri	89
Figura 23. Metodologia para obtenção do fator C a partir das imagens NDVI.....	93
Figura 24. Metodologia para a validação do Fator C.	94
Figura 25. Metodologia para a validação da MEUPS	95
Figura 26. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	98
Figuras 27a e 27b. Resistência mecânica à penetração (RMP) em janeiro/14 e junho/2014 nas parcelas experimentais localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	103
Figura 28a e 28b. Taxas de infiltração nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	104
Figura 29. Perdas de solo e erosividade no período de 2013/2014 na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	105
Figura 30a e 30b. Aprofundamento erosivo e destacamento de partículas em culturas com cana-de-açúcar na Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	107
Figura 31. Feições erosivas lineares em áreas de pastagens localizadas na média e baixa vertente.....	108
Figura 32. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga.	110

Figura 33. Formação de selo superficial em evento pluviométrico na parcela SD2J.....	114
Figuras 34a e 34b. Resistência mecânica à penetração (RMP) coletada em janeiro/14 e junho/2014 nas parcelas experimentais localizadas na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga. ..	116
Figuras 35a e 35b. Taxas de infiltração nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	117
Figura 36. Perdas de solo e erosividade mensal no período de 2013/2014 na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	118
Figura 37. Precipitação média mensal histórica e precipitação no período de 2013/2014 (mm/mês).	121
Figura 38. Precipitação total por evento e Índice de erosão (EI30) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande durante o ano experimental.....	124
Figura 39. Precipitação total por evento e Índice de erosão (EI30) na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga durante o ano experimental.....	124
Figura 40. Fotocomparação na estimativa da cobertura vegetal com cana-de-açúcar na parcela C1M.....	129
Figura 41. Fotocomparação na estimativa da cobertura vegetal com pastagens na parcela P2M. ..	130
Figura 42. Cobertura do solo em parcelas com cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	131
Figura 43. Cobertura do solo em parcelas com cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	132
Figura 44. Cobertura do solo em parcelas com pastagem em ambas as áreas de estudo.	134
Figura 45. Gráficos de dispersão, índice de correlação de Pearson (r) e coeficiente de determinação (r^2) entre as respostas espectrais das PME presentes nas bandas simuladas a partir dos dados radiométricos coletados <i>in situ</i> e nas bandas provenientes dos sensores MS-Ikonos e MS-GeoEye.	137
Figura 46. Gráficos de dispersão, índice de correlação de Pearson (r) e coeficiente de determinação (r^2) entre os índices de vegetação provenientes dos sensores MS-Ikonos e MS-GeoEye e coletados <i>in situ</i>	138
Figura 47. Espectros de solos das PME presentes na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	138
Figura 48. Espectros de solos das PME presentes na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	139
Figuras 49a, 49b, 49c, 49d. Espectros coletados <i>in situ</i> e derivada de primeira ordem das parcelas de monitoramento de erosão do solo da Bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga	143
Figuras 50a, 50b, 50c e 50d. Espectros coletados <i>in situ</i> e derivada de primeira ordem das parcelas de monitoramento de erosão do solo da Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	144
Figura 51. Gráfico da linha dos solos com amostras espectrais dos Cambissolos e dos alvos vegetais localizados nas parcelas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	146
Figura 52. Gráfico da linha dos solos com amostras espectrais dos solos e dos alvos vegetais localizados nas parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	146
Figuras 53a, 53b, 53c e 53d. Fator de reflectância bidirecional coletado nas imagens MS/Ikonos e MS/GeoEye nos alvos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	147
Figuras 54a, 54b, 54c e 54d. Fator de reflectância bidirecional coletado nas imagens MS/Ikonos e MS/GeoEye nos alvos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.....	147
Figuras 55a e 55b. NDVI e SAVI obtidos a partir das imagens orbitais.....	148
Figura 56. Distribuição de chuvas nos 10 dias antecedentes às coletas de imagens orbitais. Dados coletados do posto D112 (DAEE).....	149
Figura 57. NDVI e Fator C obtidos nas PMEs.....	149

Figura 58. Gráfico de dispersão entre os valores de Fator C e NDVI médio utilizados na análise de regressão.	152
Figura 59. Fator C obtido a partir do NDVI e a partir do mapeamento do uso da terra e associação de valores contidos na bibliografia. Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande ..	153
Figura 60. Fator C obtido a partir do NDVI e a partir do mapeamento do uso da terra e associação de valores contidos na bibliografia. Bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga.	154
Figura 61. Fator C obtido pelo método da regressão proposto neste trabalho, por Durigon et al. (2014) e por Van der Knijff et al. (2000).	156
Figura 62. Perdas de solo estimada pela MEUPS para o evento de 110 mm na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	158
Figura 63. Perdas de solo estimada pela MEUPS para o evento de 142 mm na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	159

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores médios dos totais mensais e extremos de chuva no posto Graúna (DAEE D4-036) e Rio Claro (DAEE D4-012).	48
Tabela 2. Descrição resumida das formações geológicas presentes nas áreas de estudo.	49
Tabela 3. Classes de solo, feição, descrição dos elementos de fotointerpretação, características no campo e identificação das classes de solo em uma vertente.	59
Tabela 4. Características físicas dos locais de implantação das parcelas.	63
Tabela 5. Períodos agrícolas e respectivas porcentagens da cobertura do solo para cana-de-açúcar (soca e planta/12 meses).	71
Tabela 6. Valores de r_a para cada classe de relação textural e teor de argila	75
Tabela 7. Classes de permeabilidade em função do teor de argila e estrutura do solo.	76
Tabela 8. Número das amostras e respectivo nome das unidades de solo.	77
Tabela 9. Índices de permeabilidade (P)	78
Tabela 10. Classes temáticas de uso da terra e valores do fator C	80
Tabela 11. Classes de declividade e valores do fator P.	81
Tabela 12. Grupos hidrológicos de solo e correspondência com classe de solo.	82
Tabela 13. Valores da Curva-Número (CN) para diferentes usos da terra e grupos hidrológicos de solo.	82
Tabela 14. Classes de solos e respectiva ocorrência na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	96
Tabela 15. Valores dos coeficientes de correlação por unidade de solo mapeada	99
Tabela 16. Distribuição das frações granulométricas nos solos, relação textural, profundidade efetiva e permeabilidade nas parcelas experimentais.	101
Tabela 17. Características físicas dos solos presentes nas parcelas de monitoramento de erosão.	101
Tabela 18. Análise química dos solos localizados nas parcelas de monitoramento de erosão.	102
Tabela 19. Umidade antecedente, RMP e taxa de infiltração nas parcelas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	102
Tabela 20. Tolerância de perda e perdas de solo registradas nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	106
Tabela 21. Classes de solos e respectiva ocorrência na bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga.	109
Tabela 22. Valores dos coeficientes de correlação por unidade de solo mapeada	112
Tabela 23. Distribuição das frações granulométricas nos solos, relação textural, profundidade efetiva e permeabilidade nas parcelas experimentais.	113
Tabela 24. Características físicas dos solos presentes nas parcelas de monitoramento de erosão.	113
Tabela 25. Análise química dos solos localizados nas parcelas de monitoramento de erosão.	114
Tabela 26. Umidade antecedente, RMP e taxa de infiltração nas parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	115
Tabela 27. Tolerância de perda e perdas de solo registradas nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	119
Tabela 28. Chuvas erosivas e erosividade mensal na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	122
Tabela 29. Chuvas erosivas e erosividade Mensal no Posto D4-112M (DAEE)	123

Tabela 30. Valores de perdas de solo na parcela descoberta ajustados para a declividade média de 0,09 m m ⁻¹ , razão de perdas de terra e fator C em diferentes estágios culturais na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	125
Tabela 31. Valores de perdas de solo na parcela descoberta ajustados para a declividade média de 0,09 m m ⁻¹ , razão de perdas de terra e fator C em diferentes estágios culturais na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.....	126
Tabela 32. Confiabilidade estatística da estimativa da cobertura vegetal	130
Tabela 33. Média dos pontos de controle radiométrico, claros e escuros, pseudo-invariantes, das imagens referência e retificada.	134
Tabela 34. Índice de correlação de <i>Pearson</i> (r) e teste t de <i>Student</i> dos fatores de reflectância bidirecional dos solos - leituras realizadas ao nível de laboratório e <i>in situ</i>	135
Tabela 35. Índice de correlação de <i>Pearson</i> (r) e teste t de <i>Student</i> dos fatores de reflectância bidirecional coletados em nível orbital e <i>in situ</i>	135
Tabela 36. Índices de vegetação calculados para as parcelas.....	148
Tabela 37. Parâmetros da curva de regressão polinomial entre o Fator C e NDVI médio, em nível de significância de 95%.....	151
Tabela 38. Comparação do fator C observado em campo com o Fator C obtido na presente pesquisa (C _{reg}), por Durigon et al. (2014) (C _d) e por van der Knijff et AL. (1999 e 2000) (C _{vk})....	155
Tabela 39. Perdas de solo observadas e estimadas para 3 eventos erosivos junto às parcelas.....	157

LISTA DE SIGLAS

C1J = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga com cana-de-açúcar

C2J = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga com cana-de-açúcar

C1M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande com cana-de-açúcar.

C2M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande com cana-de-açúcar

C_r = metodologia proposta por Durigon et. al. (2014) para determinação do Fator C a partir de produtos de Sensoriamento remoto

C_{reg} = metodologia proposta nesta tese para determinação do Fator C a partir de produtos de Sensoriamento remoto

C_{vk} = metodologia proposta por van der Knijff et al. (1999 e 2000) para determinação do Fator C a partir de produtos de Sensoriamento remoto

CTC = capacidade de troca catiônica

CX = Cambissolo

DAEE = Departamento de Águas e Energia Elétrica

DMG = diâmetro médio geométrico

DMP = diâmetro médio ponderado

E = coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (1970).

EI30 = intensidade máxima de uma chuva em 30 minutos

EUPS = Equação Universal de Perdas de Solo

FAO = Food and Agriculture Organization of the United Nations

Fator C = Fator uso e cobertura do solo

Fator K = Fator erodibilidade

Fator L = Fator extensão das vertentes

Fator P = Fator de práticas conservacionistas

Fator S = Fator declividade do terreno

FEI_{30} = fração da erosividade

IP = índice de penetração

IV = Índice de vegetação

IVP = reflectância no infravermelho próximo

LVA = Latossolo Vermelho Amarelo

m% = saturação por alumínio

MDET = Modelo Digital de Elevação do Terreno

MEUPS = Equação Universal de Perdas de Solo Modificada

MO = matéria orgânica

NDVI = Índice de vegetação por diferença normalizada

NVP = vegetação não fotossinteticamente ativa

P = Índices de permeabilidade

P1J = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga com pastagem.

P1M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande com pastagem.

P2M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande com pastagem.

PME = parcela de monitoramento de erosão hídrica do solo

PVA = Argissolo Vermelho Amarelo

REM = radiação eletromagnética

RL = Neossolo Litólico

RMP = resistência mecânica dos solos à penetração

RPT= razão de perdas de terra

RQ = Neossolo Quartzarênico

RS = Índice de vegetação da razão simples

RUSLE = Revised Universal Soil Loss Equation

RY = Neossolo Flúvico

SAVI = Índice de Vegetação Ajustado para o Solo

SB = soma de bases

SD1J= parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga mantida descoberta

SD1M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande mantida descoberta.

SD2J = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga mantida descoberta

SD2M = parcela de monitoramento de erosão instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande mantida descoberta

SIGs = Sistemas de Informação Geográfica

SWAT = Soil and Water Assessment Tool

TFSA = Terra Fina Seca ao Ar

USLE = Universal Soil Loss Equation

V = reflectância no vermelho

V% = saturação por bases

WEPP = Water Erosion Prediction Project

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 Objetivos	22
 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
2.1 Erosão hídrica do solo: processos e fatores.....	24
2.1.1 Chuva	24
2.1.2 Solos.....	26
2.1.3 Elemento topográfico	28
2.1.4 Cobertura e manejo do solo.....	29
2.2 Problemática da erosão hídrica do solo e alterações do uso da terra no cenário nacional	30
2.3 Quantificação das perdas de solo por erosão hídrica e importância da cobertura vegetal nas modelagens preditivas.....	33
2.4 Experimentação em erosão hídrica do solo e validação de modelos.....	35
2.5 Tolerância de perdas de solo	36
2.6 Importância do Sensoriamento Remoto nos estudos ambientais	37
2.6.1 Comportamento espectral da vegetação	37
2.6.2 Parâmetros de interferência nas respostas espectrais da vegetação.....	39
2.6.3 Índices de vegetação e Fator C da MEUPS.....	42
 3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	45
3.1 Localização, clima, geologia e geomorfologia.....	45
3.2 Uso da terra	55
 4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	57
4.1 Aquisição das bases cartográficas	57
4.2 Elaboração e validação dos mapas pedológicos.....	58
4.3 Estimativa dos valores de perda de terra por métodos diretos	62
4.3.1 Localização e descrição das áreas experimentais.....	62
4.3.2 Caracterização físico-química dos solos das parcelas de monitoramento de erosão.....	64
4.3.3 Caracterização da cobertura vegetal e manejo das parcelas experimentais.....	68
4.3.4 Coleta e quantificação do material perdido por erosão hídrica	69
4.3.5 Determinação da Razão de Perda de Terra	70
4.4 Seleção de chuvas erosivas e determinação dos índices de erosividade	72
4.5 Aquisição do fator C da MEUPS para cada parcela experimental	73
4.6 Determinação da tolerância de perdas dos solos	74

4.7 Estimativa dos fatores que compõem a MEUPS	76
4.7.1 Fator K: Erodibilidade.....	76
4.7.2 Fator Topográfico.....	79
4.7.3 Fator C obtido pelo mapeamento do uso da terra e associação dos valores presentes na bibliografia	80
4.7.4 Fator P: práticas conservacionistas	80
4.7.5 Fator de escoamento superficial direto (runoff)	81
4.8 Aquisição e tratamento de dados de Sensoriamento Remoto.....	83
4.9 Correlações entre dados radiométricos coletados em laboratório, <i>in situ</i> e em nível orbital ...	90
4.10 Análise da interferência dos solos nas respostas espectrais da vegetação.....	91
4.11 Obtenção, comparação e validação do fator C extraído dos índices de vegetação	92
4.12 Validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MEUPS).....	94
 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	 96
5.1. Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.....	96
5.1.1 Caracterização pedológica.....	96
5.1.2 Validação do mapeamento pedológico.....	99
5.1.3 Caracterização dos solos e perdas registradas nas PME	100
5.2 Bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.....	109
5.2.1 Caracterização pedológica.....	109
5.2.2 Validação do mapeamento pedológico.....	111
5.2.3 Caracterização dos solos e perdas registradas nas parcelas.....	112
5.3 Determinação dos índices da Erosividade.....	121
5.4 Determinação da Razão de Perdas (RPT) e do Fator cobertura do solo (fator C).....	125
5.5 Sensoriamento remoto na avaliação dos solos e da cobertura vegetal das parcelas de monitoramento de erosão do solo.....	129
5.5.1 Classificação digital de fotografias verticais para estimativa da cobertura do solo.	129
5.5.2 Processamento das imagens orbitais	134
5.5.3 Respostas espectrais dos alvos presentes nas parcelas	135
5.5.3.1 Correlações entre dados radiométricos coletados em laboratório, em campo e em nível orbital	135
5.5.3.2 Caracterização espectral dos solos presentes nas parcelas	138
5.5.3.3 Caracterização espectral das coberturas vegetais presentes nas parcelas.....	140
5.6 Índices de vegetação e Fator C.....	148
5.7 Estimativa e validação das perdas pela MEUPS	157
 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	 160

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	163
---	------------

ANEXOS	182
---------------------	------------

1. Levantamento pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.	182
--	-----

2. Levantamento pedológico da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.	185
--	-----

1 INTRODUÇÃO

Dentre os recursos naturais essenciais para a manutenção da vida, o solo, juntamente com a água e o ar, figura como elemento primordial. O solo está presente nas relações de biodiversidade, na biota do solo, na composição das plantas, no controle do escoamento superficial, na capacidade de retenção de água, no sequestro de carbono e na manutenção dos ecossistemas (VAN OOST et al., 2000). As boas condições do solo resultam na preservação da qualidade da água e na produção de alimentos, fatores estes indispensáveis à sobrevivência humana.

A erosão é uma das principais causas da degradação dos solos, visto que, através dela, a camada superior, com maior concentração de matéria orgânica e nutrientes, é removida (LI et al., 2009). Dentre as principais consequências desta degradação, têm-se a redução da atividade e da quantidade da fauna do solo; diminuição dos estoques de carbono no solo e contribuição aos efeitos do aquecimento global; assoreamento e contaminação de reservatórios e cursos d'água. Considerando que, geralmente, em áreas agrícolas a taxa de formação dos solos é inferior à taxa de remoção pela erosão, tem-se verificado, em escala global, uma drástica diminuição da qualidade do solo, suscitando o declínio da produção de alimentos e o abandono de campos agrícolas (MONTGOMERY, 2007).

Apesar das inúmeras consequências ao meio ambiente e à economia, verifica-se, em escala mundial, poucos estudos científicos relacionados à erosão hídrica do solo. Garcia Ruiz et al. (2015) concluíram que, no geral, a Europa e a América do Norte concentram o maior número de pesquisas relacionadas à estimativa de perdas de solo. Em contrapartida, foram verificadas, na América do Sul, poucas informações sobre a dinâmica do comportamento erosivo dos solos. Boardman (2006) afirma que, em algumas regiões do globo, os dados existentes da erosão dos solos são inadequados visto a aplicação de modelos preditivos calibrados para regiões e escalas diferentes. Assim, considerando o pouco conhecimento das taxas de formação dos solos e os poucos estudos da dinâmica erosiva, a avaliação da sustentabilidade dos solos é incerta (GARCIA RUIZ et al., 2015).

Conforme Martinelli e Filoso (2007), existem evidências científicas de processos de degradação do solo em cultivos de cana-de-açúcar no Brasil. Considerando que no estado de São Paulo a cultura de cana-de-açúcar tem apresentado, em 10 anos, um aumento de 94% de área plantada (UNICA, 2015), com redução das áreas de pastagens, presume-se que está havendo um aumento das áreas degradadas pelos processos erosivos. Neste sentido, Sparovek

e Schnug (2001) estimam perdas de $30 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em canaviais paulistas. Assim, a presença e a expansão da indústria de cana-de-açúcar devem ser avaliadas com cautela, evitando-se problemas ambientais superiores aos ganhos econômicos (MARTINELLI e FILOSO, 2007).

Galindo (2002) também afirma que a degradação das pastagens¹ é um dos maiores problemas da pecuária brasileira na atualidade. Tal degradação pode levar a consequências aos solos, como a intensificação dos processos erosivos. Em pastagens nativas, Bono et al. (1996) estimaram perdas de $6,8 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e Santos et al. (1998) mediram perdas variando de 3,6 a $22,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em Cambissolos. Utilizando médias ponderadas para três tipos de solos no estado de São Paulo, Bertoni e Lombardi Neto (2010) mediram perdas de $0,4 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em pastagens.

Dentro os estudos de erosão do solo no cenário mundial e especialmente no Brasil, destacam-se aqueles relacionados a utilização de modelos preditivos. Em especial, a Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) e todas as suas demais derivações², compõem a maioria dos estudos de erosão do solo no mundo. Neste sentido, atenção deve ser dada quando da aquisição dos fatores que compõem os modelos, visando assim a estimativa de taxas de perdas mais próximas à realidade.

No processo erosivo, a cobertura vegetal é o segundo fator de maior importância, sendo o relevo o fator de maior influência nas perdas de solo (VAN DER KNIJFF et al., 2000). As modificações no uso da terra são os principais agentes intensificadores dos processos de erosão hídrica do solo. Assim, a avaliação da cobertura do solo em modelos preditivos deve ser realizada com maior precisão, visando à estimativa de taxas de erosão do solo mais próximas da realidade.

No contexto da Equação Universal de Perdas de Solo Modificada (MEUPS), a aquisição do fator uso e cobertura do solo (Fator C) pode ser realizada de maneira direta e indireta. O método direto consiste de experimentações em campo realizadas através da implantação de parcelas que objetivam a quantificação de perda do solo e água. Este é um método custoso em termos de tempo e recursos aplicados. Uma das formas indiretas consiste na extração de informações do uso da terra a partir de mapeamentos realizados em produtos de sensoriamento remoto de elevada resolução espacial. Com base nesses mapeamentos, podem ser definidos os níveis de cobertura vegetal do solo e associados aos valores do fator C preestabelecidos em parcelas experimentais. Tal método, por associar o fator C a classes de

¹ Processo dinâmico da perda relativa da produtividade relacionado, no geral, a inadequação na escolha da espécie, no preparo do solo e no manejo da pastagem.

² MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) e RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation).

uso da terra, apresenta algumas limitações. As taxas de cobertura do solo, de um mesmo cultivo, não são homogêneas ao longo da área cultivada. Também os valores do Fator C, associados às classes de uso da terra, muitas vezes são derivados de condições naturais específicas, tornando o uso destes valores inadequados para determinadas paisagens e condições.

No Brasil, poucos são os estudos de determinação do fator C em cultivos alocados em paisagens com diferentes potenciais naturais à erosão. Neste sentido, foram selecionadas, como áreas de estudo, as bacias hidrográficas do córrego Monjolo Grande e ribeirão Jacutinga, ambas localizadas na porção centro leste do estado de São Paulo. Tais áreas de estudo foram selecionadas por apresentarem semelhanças quanto às dimensões em área e uso da terra e variabilidade quanto às características pedológicas e de relevo, possibilitando a análise comparativa da dinâmica do processo erosivo.

Além dos poucos estudos de determinação do fator C, também há, no contexto mundial, poucos estudos que propõem metodologias alternativas para a obtenção do Fator C da MEUPS em climas tropicais. Considerando a ampla utilização do método indireto de determinação do fator C, estudos que visem à correlação de dados coletados de forma direta com informações de sensoriamento remoto são importante alternativa na aquisição de informações mais precisas da cobertura do solo.

1.1 Objetivos

Considerando a interferência da cobertura vegetal no processo erosivo e a importância da cultura da cana-de-açúcar no cenário paulista, assim como o surgimento de geotecnologias aplicadas aos estudos ambientais, apresentam-se as seguintes premissas para condução da pesquisa:

- 1º O fator cobertura do solo (fator C da MEUPS) pode ser determinado a partir dos índices de vegetação obtidos por sensoriamento remoto, visto que ambos se relacionam com a variação da cobertura vegetal durante os estádios fenológicos das culturas;
- 2º Um mesmo tipo de vegetação apresenta diferentes níveis de cobertura do solo, quando implantada em áreas com diferentes características físicas de solo e relevo, assim como em um mesmo talhão.

Para averiguar as premissas acima mencionadas, têm-se os seguintes objetivos:

- a) Criar um procedimento metodológico para a determinação do fator C da MEUPS para pastagens e cana-de-açúcar através de dados multissensores.

b) Associar os valores do uso e manejo do solo (Fator C) obtidos através de experimentos diretos de determinação de perdas de terra com os valores espectrais e índices de vegetação, obtidos através da análise e interpretação de produtos de diferentes sistemas sensores.

Tendo em vista os objetivos principais, delimitam-se os seguintes objetivos específicos:

- Realizar o levantamento pedológico semidetalhado das áreas de estudo;
- Obter os valores de perdas de solo em parcelas experimentais implantadas em áreas de cana-de-açúcar e pastagens, visando à compreensão dos processos erosivos nas diferentes áreas de estudo.
- Obter os valores do uso/manejo do solo (fator C) através da determinação de perda de terra combinados com os dados relativos à chuva para cada estágio fenológico da cultura da cana-de-açúcar e das áreas de pastagens em áreas com diferentes características de relevo e solo.
- A partir dos dados multissensores e espectroscopia de reflectância, obter as informações espectrais e índices de vegetação dos objetos analisados nos diferentes períodos agrícolas;
- Obter o índice de cobertura do solo em dois cenários ao longo do ano agrícola;
- Analisar a influência dos solos na resposta espectral da vegetação;
- Integrar os valores do uso e manejo dos solos (Fator C) com os valores de índices de vegetação obtidos pelos diferentes sistemas sensores.
- Estimar o fator C da EUPS a partir dos produtos multissensores.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Erosão hídrica do solo: processos e fatores

A erosão é a desagregação, o transporte e a deposição do solo, subsolo e rochas em decomposição pelas águas, ventos ou geleiras (GALETI, 1973).

Na maior parte dos cenários físicos existentes, a erosão hídrica do solo é a mais importante forma de erosão, sendo causada pela chuva e pelo escoamento superficial e influenciada por um elevado número de agentes naturais e antrópicos (ZACHAR, 1982). Em climas tropicais, onde os totais pluviométricos são mais elevados e concentrados que nas demais regiões do planeta, há maior intensificação dos processos de erosão hídrica do solo (GUERRA, 2005).

Conforme USDA Soil Conservation Service (1948), os processos erosivos podem ser agrupados em duas categorias: erosão natural ou geológica e erosão acelerada do solo. A erosão natural é o desgaste da superfície da terra pela água, gelo ou demais agentes naturais ocorrentes em diferentes condições de clima e vegetação, sem as perturbações antrópicas. Já a erosão acelerada do solo é o resultado do desequilíbrio, em geral provocado pela atuação antrópica, que é desencadeada num lapso de tempo curto a partir da modificação na cobertura vegetal. Assim, há uma forte correlação entre a dinâmica da ocupação das terras e os processos erosivos dos solos (PINTO, 1991).

Os principais fatores que contribuem para a ocorrência do processo erosivo são a chuva, características dos solos, relevo, cobertura vegetal e manejo agrícola.

2.1.1 Chuva

Bertoni e Lombardi Neto (2010) ressaltam que a chuva é um dos fatores climáticos de maior importância na erosão dos solos. Quando todos os outros fatores que influem no processo erosivo são mantidos constantes, com exceção do fator chuva, a perda de solo por unidade de área de um terreno desprotegido de vegetação é diretamente proporcional ao produto de duas características: energia cinética e intensidade da chuva (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A energia cinética das gotas da chuva é a habilidade da precipitação em causar erosão. Quanto maior a energia cinética das gotas da chuva, maior será a probabilidade em causar a ruptura dos agregados (GUERRA, 2005).

O efeito “splash”, também conhecido como erosão por salpicamento, é o estágio inicial do processo erosivo. Caracteriza-se por ser o processo mais importante do destacamento de partículas, onde a exposição contínua do solo às chuvas intensas provoca o enfraquecimento das estruturas do solo (GUERRA, 2005; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010; MORGAN, 2005).

Conforme Hudson (1995), o impacto da gota da chuva sobre a superfície do solo possui energia cinética superior em 256 vezes quando comparada à mesma energia utilizada no processo de escoamento superficial. Assim, Guy et al. (1987) definiram que 85% dos sedimentos provenientes da erosão hídrica são originados a partir do efeito splash.

É válido ressaltar que, além da ação da chuva, representada pelo “splash”, o umedecimento e secagem, congelamento e descongelamento, as atividades de preparo do solo e os processos de remoção de partículas agregantes do perfil também são processos que fragilizam as estruturas do solo, tornando-o menos resistente ao impacto das gotas, facilitando a remoção e o transporte de partículas e agregados (MORGAN, 2005).

O impacto das gotas e o salpicamento de partículas promovem o selamento superficial dos solos. Este gera a redução da infiltração de água, intensificando o problema da erosão.

A chuva, além de ser uma das principais causas da erosão hídrica do solo, também é fundamental para o crescimento da vegetação e para a umidade do solo, fatores estes de elevada influência nos processos erosivos (ASSELMAN et al., 2003).

Muitos estudos acerca da erosividade das chuvas, correlacionada à energia cinética, foram feitos. Hudson (1961) propôs que a erosão é causada quase que exclusivamente por chuvas com intensidade superior a 25 mm/h.

Em condições similares de vegetação, solos e relevo, Meyer e Harmon (1992) avaliaram o efeito do impacto das gotas e da intensidade das chuvas. Verificaram que em precipitações artificiais de mesma intensidade e duração, quando a energia cinética foi reduzida em 57%, houve diminuição de aproximadamente três vezes do total de perdas de solo.

Conforme Wischmeier e Smith (1958), estatisticamente, o parâmetro EI30 (intensidade máxima em 30 minutos) foi capaz de descrever de 72% a 97% do total de perdas de solo causadas por chuvas erosivas.

2.1.2 Solos

Alguns solos, quando em condições similares de chuva, declividade, cobertura vegetal e práticas de manejo, apresentam taxas distintas de perdas de solo. Estas são oriundas das propriedades físicas dos solos, as quais denotam diferentes resistências frente aos processos de destacamentos de partículas e transporte de sedimentos (MORGAN, 2005). Neste sentido, o termo erodibilidade é a propriedade do solo resultante da interação entre as suas características físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade), químicas, mineralógicas e biológicas de resistir aos processos de desprendimento de partículas gerado pelo processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010; CORRECHEL, 2003).

O fator erodibilidade, quando incorporado à MEUPS, possibilita a estimativa, modelagem e espacialização das áreas vulneráveis aos processos de erosão hídrica dos solos, auxiliando na seleção de práticas conservacionistas e no manejo adequado das áreas agrícolas (SILVA et al., 1999).

A textura do solo é um fator importante na erodibilidade, dado que as partículas de diferentes diâmetros se comportam de maneiras distintas no processo de destacamento pelas gotas de chuva e transporte pelo escoamento superficial. Conforme Lal (1988), enquanto as partículas de maior diâmetro, como areia grossa e cascalhos, resistem ao transporte, as partículas mais finas, como as argilas, resistem à desagregação. Assim, partículas como areia fina e silte são consideradas as mais susceptíveis à desagregação e ao transporte pela enxurrada.

Quanto mais estruturado for o solo, menor será a sua erodibilidade. As propriedades físicas e químicas das argilas fazem com que os agregados permaneçam estáveis na presença de água. Quanto maior a estabilidade dos agregados em água, maior será a permeabilidade do solo e menor a desagregação, e, assim, menor será o escoamento superficial e o arraste de partículas individualizadas pela água. Também a matéria orgânica proporciona melhores condições de arejamento e de retenção de água. Em solos arenosos, a matéria orgânica promove a aglutinação de partículas, proporcionando maior estruturação e diminuindo o diâmetro dos poros. Assim, há o aumento da capacidade de retenção de água e a diminuição da susceptibilidade destes solos à erosão hídrica (CORRECHEL, 2003).

As frações silte, argila e matéria orgânica são as frações de maior reatividade no perfil do solo e que contribuem para o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), da fertilidade do solo e da agregação das partículas. Assim, no processo erosivo, parte das

frações de maior importância é facilmente destacada pelas gotas de chuva e transportada pelo escoamento superficial.

A capacidade de infiltração é em função da porosidade. Ela corresponde ao volume do solo não ocupado por partículas sólidas, incluindo todo o espaço poroso ocupado pelo ar e água (SILVA, 2005). A infiltração é o movimento da água no interior do perfil do solo, sendo que, quanto maior for a sua velocidade, menor será a intensidade do escoamento superficial, e, conseqüentemente, menor será o processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010). Uma porosidade eficiente permite maior quantidade de água infiltrada, propiciando uma reserva permanente para as nascentes e os vegetais (SILVA, 2005).

A compactação é definida, conforme Camargo (1983), como sendo a redução dos índices de vazios do solo oriundos da ação mecânica imposta. Tal modificação é devida à reorganização das partículas do solo, quando submetido a uma força de compressão. Ela é ocasionada pelas máquinas e implementos agrícolas quando do plantio e colheita e pelo pisoteio bovino (CASAGRANDE, 2001).

Conforme Copersucar (1982), a compactação ocasiona o aumento da erodibilidade na medida em que há aumento do deflúvio derivado da redução nas taxas de infiltração do solo e da condutibilidade hidráulica da camada compactada. Com o aumento do deflúvio e conseqüente aumento das perdas das camadas superficiais de solo, há declínio da fertilidade.

A compactação também promove modificações nas propriedades físicas dos solos, com o decréscimo da porosidade e aumento na densidade do solo (BERGAMIM et al., 2010; RIBEIRO et al., 2010). Assim, quando da análise conjunta da resistência mecânica dos solos à penetração, densidade dos solos e condutibilidade hidráulica, é possível inferir sobre as características de estrutura dos solos, permitindo predizer o grau de impacto do manejo realizado e a consequência deste nos processos erosivos (DORAN e PARKIN, 1994).

Além do aumento da erodibilidade, a redução do volume infiltrado de água promove o declínio do suprimento de água disponível no perfil do solo. Também devido à existência de uma camada compactada, há a redução do volume de solo explorado pelo sistema radicular das plantas e, conseqüentemente, menor desenvolvimento radicular e absorção de nutrientes (COLLARES et al., 2008; RALISCH et al., 2008). Desta maneira, a ação protetora da vegetação frente aos processos erosivos é afetada na medida em que há restrições ao pleno desenvolvimento das plantas.

2.1.3 Elemento topográfico

Em Bertoni e Lombardi Neto (2010), o fator topográfico é definido como sendo a perda de solo por unidade de área em uma extensão de vertente de declividade qualquer em relação à perda de solo correspondente a uma parcela unitária de 25 metros de comprimento, com 9% de declividade.

Para Morgan (2005), o potencial erosivo é acrescido com o aumento do grau de declive e da extensão de vertentes.

Também Brady (1983) indica que quanto maior for a inclinação das vertentes, maior será a erosão resultante do aumento da velocidade da enxurrada e do maior volume do escoamento superficial. Também cita que a duplicação da velocidade possibilita movimentar partículas de tamanho 64 vezes maiores, carrear em suspensão material em quantidades 32 vezes maior, além de promover poder total de erosão quatro vezes maior.

Muitos trabalhos têm sido realizados visando comparar a influência do fator topográfico no potencial natural de erosão.

Hudson e Jackson (1959), ao determinarem as perdas em declives de 2%, verificaram que os efeitos da declividade sobre os processos erosivos são maiores nas condições tropicais onde há maior influência do fator erosividade.

Também Lattanzi et al. (1974), observando a erosão entre sulcos de um solo siltoso, verificaram que, quando a declividade da superfície do solo foi aumentada de 2% para 20%, a erosão entre sulcos aumentou mais que o dobro.

Lang et al. (1984), avaliando a influência da declividade (fator S) na erosão entre sulcos, verificaram que o potencial de erosão foi maior para área de declive com 9%, do que em área com 3% de declividade.

As formas das vertentes, por favorecerem o processo de concentração ou dispersão dos fluxos de água provenientes do escoamento superficial, atuam na modelagem das encostas e nos processos erosivos. Neste contexto, somente o fator topográfico não fornece os dados necessários para predizer os processos erosivos. Assim, a sua combinação com demais parâmetros, como formas de encostas, tipos de solo e substrato geológico, possibilita a aproximação das modelagens em erosão hídrica do solo com a realidade (GUERRA e CUNHA, 2008).

2.1.4 Cobertura e manejo do solo

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2010), a cobertura vegetal oferece proteção natural contra os efeitos negativos que a erosão promove no terreno. Essa proteção reduz o impacto das gotas da chuva na superfície, fazendo com que as mesmas se dividam em várias gotículas. Assim, tem-se a redução do efeito "splash" e do transporte de materiais desprendidos pelo escoamento superficial (DURAN e RODRIGUEZ, 2008). Para Van der Knijff et al., (2000), a cobertura vegetal é o segundo fator de maior importância no processo erosivo, sendo o relevo o fator de maior influência nas perdas de solo.

Para Morgan (2005), a cobertura vegetal age como uma camada protetora entre a atmosfera e o solo, sendo que na parte aérea da vegetação (folhas e caules) há a absorção de parte da energia das gotas da chuva, de modo que menos energia cinética é dirigida para o solo. Assim, a vegetação exerce papel essencial na dispersão da água, na interceptação da chuva e na promoção da evaporação antes que a mesma atinja o solo. Ela promove o aumento da capacidade de infiltração da água através da decomposição das raízes, as quais promovem a formação de canalículos no solo. Por meio da adição de matéria orgânica e de húmus, tem-se o melhoramento da retenção da água no solo e da estabilidade dos agregados, aumento da estrutura e porosidade, e menor susceptibilidade do solo à erosão (FEITOSA, 2006).

A vegetação, através das suas raízes, também propicia maior estabilidade e coesão dos agregados, provocando o aumento da resistência do solo à erosão (GYSSELS et al., 2005; DE BAETS et al., 2007).

Cassetti (1991) salienta ainda que a cobertura vegetal tem papel frenador, dissipando a energia do material em deslocamento. É devido à presença de obstáculos existentes na superfície, oriundos da cobertura vegetal (porte arbóreo, gramínea, matéria orgânica), que o fluxo difuso tem sua energia dissipada. Com isso há redução da capacidade de transporte e menor atuação dos processos erosivos (SILVA, 2005; FEITOSA, 2006, STYCZEN e MORGAN, 1995).

Também a morfologia da vegetação possui efeitos sobre a erosão do solo. A altura das plantas e integridade da cobertura do dossel são características fundamentais na produção de sedimentos (VAN DIJK et al., 1996). Do mesmo modo, Bochet et al. (2006) relatam que as morfologias de espécies vegetais distintas resultaram em diferentes comportamentos erosivos.

Muitos trabalhos acerca do comportamento protetor de diferentes tipos de manejo e cobertura do solo foram realizados.

O aumento da densidade de cobertura vegetal no controle da erosão é apresentado como uma medida importante por muitos autores (ANGIMA et al., 2002; BABALOLA et al., 2007; CALVO-CASES et al., 2003; NUNES E CASSOL, 2011; UDAWATTA et al., 2006 e XU et al., 2008).

A cobertura vegetal também tem sido destacada como fator de melhoria das condições físico-químicas dos solos (CASERMEIROA et al., 2004; RUIZ-COLMENERO et al., 2013 e XU et al., 2008).

De Ploey (1981), ao analisar a ação do escoamento superficial em áreas com declive de 8°, constatou o valor crítico de crescimento de uma gramínea, a qual passa a ter um efeito protetor sobre o solo.

Gyssels et al. (2005) ressaltam que as perdas do solo diminuem exponencialmente com o aumento da cobertura vegetal. No entanto, para coberturas inferiores a 15%, nem a relação linear e nem a exponencial são satisfatórias para descrever o efeito da cobertura vegetal na produção de sedimentos (ROGERS e SCHUMM, 1991).

Também De Maria e Lombardi Neto (1997), ao avaliarem diferentes sistemas de manejo para o cultivo de milho, estabeleceram razões de perdas de solo para o cálculo do Fator C, concluindo haver variação significativa do fator conforme o manejo adotado.

Conforme Panagos et al. (2015), para a recuperação de solos degradados devem ser inseridas vegetações de porte baixo (<50cm), com rede de raízes em padrão uniforme, visando impedir a formação de concentrações de água e de sulcos subsuperficiais. Tais vegetações devem apresentar rápido crescimento, possuir altura máxima coincidente com os períodos de maiores índices pluviométricos e produção de grandes quantidades de serrapilheira.

2.2 Problemática da erosão hídrica do solo e alterações do uso da terra no cenário nacional

O aumento da população mundial e o consequente aumento na exploração dos recursos naturais para a produção de grãos, carne, laticínios e matéria-prima para o vestuário e moradia, atrelados à ausência de práticas conservacionistas, levam, em curto prazo, à degradação do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

Dessa forma, o aspecto “renovável” do recurso solo é plausível de questionamentos. Em Lal (1995), o solo é descrito como um recurso finito, frágil e não renovável, contrapondo-se à concepção geral de renovabilidade. De acordo com o mesmo autor, o solo, quando

analisado em termos de adequabilidade de uso, possui somente 22% (3,6 bilhões de ha) da área total do globo adequada para o cultivo e somente 3% (45 milhões de ha) possuindo capacidade de produção elevada.

Além das limitações de adequabilidade para o cultivo, o processo de formação do solo é o principal fator de questionamentos. O tempo de “maturação” de um solo, que depende do tipo de material, das condições climáticas e do grau de erosão, requer de centenas a milhares de anos para ser completado (LEPSH, 2002). Assim, a velocidade de formação é inferior à velocidade de perdas de solo pela erosão hídrica em locais com ausência de práticas não conservacionistas de uso da terra.

A substituição da vegetação natural por práticas agrícolas é um dos principais agentes intensificadores dos processos de erosão hídrica do solo.

Avaliando o cenário brasileiro nos últimos 30 anos, tem-se verificado um crescimento na utilização das terras pelas atividades agropecuárias. Conforme o IBGE (2006), em 1970 as áreas destinadas à lavoura totalizavam 11,5%, e em 2006, 26% da área total. As áreas destinadas a pastagens ocupavam, em 1970, 52,4%, e em 2006, 58,6% do território nacional.

No estado de São Paulo, constata-se que a maior parte da produção de carne e leite é realizada quase exclusivamente a pasto (PERES et al., 2011), denotando a utilização de extensas áreas voltadas à pecuária. Também no estado de São Paulo, a cultura de cana-de-açúcar tem apresentado um aumento, em 10 anos, de 94% de área plantada, correspondendo a 5.172.611 ha em 2012 (UNICA, 2015).

A expansão do cultivo de cana-de-açúcar no cenário nacional se deve ao investimento em fontes de energia alternativas ao uso dos combustíveis fósseis (MARTINELLI e FILOSO, 2007). Neste contexto, o Brasil tem despontado como um dos líderes mundiais de exportação de derivados de cana-de-açúcar, destacando-se o etanol, o qual representa uma das principais soluções energéticas frente ao processo de aquecimento global. Conforme Brasil et al. (2005) e Brasil (2007), a participação da cana-de-açúcar na matriz brasileira de energia tende a aumentar. O programa nacional do Etanol visa o aumento da produção por meio de algumas premissas, destacando-se o aumento da área plantada em 1,7% ao ano, até 2030. No entanto, a expansão da área plantada deve ser avaliada considerando as condições de fragilidade natural de cada paisagem, visando averiguar as reais vantagens na produção de derivados de cana-de-açúcar.

O cultivo da cana-de-açúcar é caracterizado, em algumas regiões brasileiras, por um preparo superficial excessivo e pela compactação realizada por meio da alta mecanização ocasionando mudanças nos atributos físico-químicos do solo. Tais mudanças são evidenciadas

pela diminuição do volume de macroporos, pela diminuição do tamanho dos agregados e das taxas de infiltração de água, pelo aumento da resistência à penetração de raízes, pelo aumento da densidade do solo e pela perda da matéria orgânica no solo (DIAS JUNIOR e PIERCE, 1996; FIGUEIREDO et al., 2000). Com as mudanças dos atributos físicos, em especial a diminuição da capacidade de infiltração, há o aumento da susceptibilidade dos solos à erosão hídrica. Também com a contínua remoção da camada superficial do solo, a atividade agropecuária passa a ser desenvolvida no subsolo, tornando difícil a manutenção de qualquer esquema de administração de solo (MENDES, 1993).

Zanella (2007) e Adami et al. (2013) também enfatizam que a expansão da cultura de cana-de-açúcar está relacionada a muitos impactos verificados no cenário paulista, destacando-se a redução das áreas destinadas ao rebanho bovino e produção de alimentos básicos, supressão da biodiversidade e aumento dos processos erosivos decorrentes da inexistência de um planejamento no uso da terra (CORRÊA et al., 2015).

A cada ano, cerca de 75 bilhões de toneladas de solo são erodidos de ecossistemas terrestres do mundo (DURAN ZUAZO e RODRIGUEZ PLEGUEZUELO, 2008). No Brasil, estima-se que a cada ano são perdidos em torno de 600 milhões de toneladas de solo agricultável, sendo que para o estado de São Paulo este valor é estimado em 194 milhões de toneladas por ano (VEIGA FILHO et al., 1992).

Para a economia, a erosão hídrica ocasiona declínio nos rendimentos agrícolas, aumento nos custos da produção e diminuição da quantidade de alimentos disponíveis à população (SCHAEFER et al., 2001). Para o meio ambiente, gera a contaminação das águas superficiais ocasionada pelos excedentes hídricos que chegam à rede de drenagem transportando sedimentos, nutrientes e agroquímicos (SOUTO e CRESTANA, 2000).

O solo também está associado a demais temas de elevada importância para o desenvolvimento sustentável mundial. Neste sentido, dentre os principais e grandes desafios ambientais existenciais³, o solo está subjacente em todos. Assim, a degradação dos solos é uma grande ameaça para o cumprimento dos desafios ambientais existenciais visando ao desenvolvimento sustentável (CEC, 2006). Em condições de degradação do solo, não há segurança no fornecimento de alimentos e água limpa na manutenção da biodiversidade e diversidade da paisagem. Também há a redução do potencial do solo em atuar como um dissipador no ciclo do carbono, além deste ter a sua capacidade reduzida na produção de biocombustíveis (MACBRATNEY, 2014).

³ Segurança alimentar, Segurança da água, Segurança Energética, Redução das alterações climáticas, Proteção da Biodiversidade e de Ecossistemas (BOUMA e MCBRATNEY, 2013).

Assim, considerando o atual cenário brasileiro de expansão das culturas de cana-de-açúcar em áreas com clima tropical e subtropical, onde os maiores índices pluviométricos coincidem com o período de entressafra, tem-se a crescente exposição de áreas descobertas pela vegetação frente aos processos de erosão hídrica do solo. Neste contexto, a carência de estudos sobre processos erosivos no país e, conseqüentemente, o pouco conhecimento sobre os impactos ocasionados pelas mudanças do uso da terra podem resultar no depauperamento dos solos em grandes extensões territoriais brasileiras, dificultando assim o cumprimento dos desafios ambientais existenciais necessários para a manutenção da sociedade.

2.3 Quantificação das perdas de solo por erosão hídrica e importância da cobertura vegetal nas modelagens preditivas

Com referência à utilização de modelos preditivos para a caracterização e avaliação de indicadores da erosão do solo, destaca-se a Equação Universal de Perda de Solo – EUPS (Universal Soil Loss Equation - USLE - WISCHMEIER e SMITH, 1978), a qual foi difundida no Brasil por Bertoni e Lombardi Neto (2010). O modelo EUPS tem como objetivo estimar as taxas de erosão do solo a médio e longo prazos, possibilitando subsidiar o planejamento de práticas conservacionistas. A EUPS é formulada como se segue:

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

onde: **A** – é a perda de solo por ano ($\text{ton. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$); **R** – fator R, função da erosividade da chuva, obtido a partir de formulação que inclui energia cinética das chuvas e sua intensidade ($\text{MJ.mm. ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$); **K** – fator K, função da erodibilidade do solo, obtido através de formulação considerando dados referentes às características de um solo ($\text{t.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$); **L** e **S** – fator LS, função do relevo, envolvendo, respectivamente, a extensão da vertente (em metros) e a declividade (em %); **C** – fator C, função da cobertura vegetal e seu manejo (adimensional); **P** – fator P, índice que se refere às práticas de suporte ou de conservação do solo em áreas agrícolas (adimensional).

Tendo em vista a necessidade de desenvolver modelos matemáticos que abordassem a questão de aporte de sedimentos, visto a crescente preocupação com problemas de assoreamento e poluição de cursos d'água e reservatórios, Williams (1975) propôs a modificação da Equação Universal de Perda de Solo (MEUPS). Este modelo matemático também se mostra adequado às condições brasileiras, devido à simplicidade de sua estrutura e

ao pequeno número de parâmetros utilizados (CHAVES, 1991, apud PEREIRA, 2010). Assim, a MEUPS contempla todos os parâmetros presentes na EUPS, com exceção do Fator R (erosividade), o qual foi substituído pelos fatores que abordam os processos hidrológicos na bacia (fator runoff). Assim, a MEUPS prevê o aporte de sedimentos, advindo de pequenas e médias bacias hidrográficas, em determinado exutório (CHAVES, 1991, apud PEREIRA, 2010).

Dentre todos os fatores que influem no processo erosivo, destaca-se o fator cobertura e manejo (Fator C), o qual está intimamente relacionado ao uso da terra. Na modelagem de erosão hídrica do solo, a estimativa do fator cobertura/manejo do solo requer pesquisas experimentais para cada tipo de cultura e manejo. Essas pesquisas experimentais necessitam de investimento considerável de tempo e recursos. Assim, poucas são as determinações encontradas para as condições tropicais (LAL, 1990).

Para Renard et al. (1991) e Panagos et al. (2015), a cobertura/manejo da terra é o fator de maior influência e controle por parte das políticas públicas de uso da terra e pelos agricultores, visando à redução das taxas de perdas de solo.

Para determinar o fator uso/manejo do solo (fator C), considerando a definição dos estádios de crescimento das culturas, deve-se considerar a porcentagem de cobertura do solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Assim, para cada estágio de crescimento e para cada porcentagem de cobertura do solo, tem-se o cálculo da razão de perdas de terra (RPT). A RPT é a relação existente, em cada estágio da cultura, entre as perdas de terra da parcela com uma cultura e as perdas de terra da parcela padrão mantida descoberta (PROCHNOW, 2003). Por fim, o cálculo do fator C, o qual é geralmente apresentado como um valor médio anual para uma combinação particular de culturas, manejo e distribuição da chuva, utiliza-se da RPT de cada estágio associado aos dados de distribuição da erosividade (EI_{30}) (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Para De Maria (1995), a maior parte dos modelos de predição da erosão hídrica do solo e demais modelos que se utilizem de dados estimados de erosão hídrica do solo necessitam de valores adequados do fator C para cada realidade estudada. Neste contexto, verifica-se a carência de estudos no cenário brasileiro em relação a determinados cultivos combinados a paisagens com diferentes fragilidades naturais à erosão hídrica do solo (CBCS, 2015⁴).

⁴ XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Natal, 2015, (comunicação oral).

2.4 Experimentação em erosão hídrica do solo e validação de modelos

Conforme Bertoni et al. (1975), a busca de soluções para determinados problemas agronômicos é realizada em campo visando repetir as condições naturais da região. Neste contexto, há os métodos diretos e indiretos para a determinação das taxas de perdas de solo.

De acordo com Bertoni et al. (*Op. cit.*), os métodos diretos são as formas de estimativa de erosão do solo que se baseiam na coleta, medição e análise do material perdido por erosão hídrica do solo. São realizados a partir da instalação de parcelas de monitoramento de erosão do solo, compostas por sistemas coletores e medidores específicos. Já os métodos indiretos são aqueles baseados nos sinais deixados no solo ou nas diferenças verificadas em relação ao solo não erodido. Como exemplo, tem-se a avaliação dos danos provocados pela erosão hídrica em função das mudanças e alterações verificadas pelo relevo do solo.

As mensurações em campo, obtidas por métodos diretos, fornecem dados mais realísticos, mostrando-se mais apropriadas em estudos que visam à coleta de dados sobre erosão dos solos. No entanto, tais mensurações mostram-se mais difíceis devido à influência das mudanças e interferências ocorrentes em campo (MORGAN, 2005).

Conforma Veiga e Wildner (1993), muitos são os aspectos que influem nas perdas de solos em parcelas de erosão, destacando-se o tamanho e a direção das parcelas, o sentido da preparação do solo, bem como o processo de semeadura.

Nas parcelas de monitoramento de erosão, o sedimento em suspensão, de textura mais fina, corresponde ao material que é transportado para fora das propriedades. Esta é a fração de perda líquida de solo. Já o material que se encontra depositado na calha coletora, de textura mais grossa, correspondendo ao solo que se deposita em alguns pontos da superfície, reduz a velocidade do escoamento superficial. Tal material é encontrado nas partes baixas e planas da superfície (VEIGA e WILDNER, 1993).

Conforme Mendes (1993), quando da instalação de parcelas de monitoramento de erosão hídrica do solo, algumas limitações devem ser consideradas. É inevitável a ocorrência de modificações que alterem as condições originais da superfície. Tal fato deve ser considerado quando da análise dos primeiros dados coletados. Também as placas que limitam as parcelas, a depender da direção das gotas da chuva, servem como anteparo à ação da precipitação pluvial. Por fim, por serem áreas delimitadas por chapas, as parcelas apresentam variáveis físicas diferenciadas daquelas observadas em um setor aberto da vertente.

Apesar das limitações verificadas, muitos estudos utilizaram os dados oriundos das parcelas experimentais de erosão do solo para a validação dos modelos empíricos de quantificação do material erodido.

Risse et al. (1993), aplicando a USLE, verificaram erro médio de aproximadamente 60% dos dados estimados em relação aos dados observados junto às parcelas de monitoramento de erosão.

Também Tiware et al. (2000) observaram que, em locais com maiores perdas de solos, e em comparação com os dados observados em parcelas, os modelos WEPP e USLE foram mais eficientes para estimar as perdas.

Já Amorim et al. (2010), avaliando o desempenho da USLE, RUSLE e WEPP em nove localidades brasileiras, utilizando dados coletados em parcelas experimentais, concluíram que a WEPP apresentou melhor desempenho na previsão da erosão em diferentes condições edafoclimáticas brasileiras.

Santos et al. (2014) realizaram a calibração e a validação do fator C da USLE e dos coeficientes de ajuste "a" e "b" da MEUPS para as coberturas de Caatinga Nativa, Caatinga Raleada e Capim, no semiárido nordestino brasileiro. Concluíram que, de modo geral, as estimativas pela USLE (escala de 20 m²) e pela MUSLE (escala de microbacia) apresentaram erros inferiores a 20% para os totais acumulados no período de estudo.

2.5 Tolerância de perdas de solo

A tolerância de perdas de solo é a quantidade limítrofe de solo que pode ser removida pela erosão hídrica, sem que afete os níveis iniciais de fertilidade e produtividade, por um longo período de tempo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010; WISCHMEIER e SMITH, 1965).

Para o cenário brasileiro, Lombardi Neto e Bertoni (1975) estimaram a tolerância de perda de solo de 75 perfis de solo do estado de São Paulo. Para tanto, foram utilizados os valores de profundidade mínima favorável ao crescimento radicular, relação textural entre os horizontes A e B e o fator tempo, considerando este como sendo de 1000 anos. Visando aprimorar o método de estimativa de tolerância de perda, Bertol e Almeida (2000) acrescentaram os teores de argila na formulação proposta por Lombardi Neto e Bertoni (1975). Tais aprimoramentos resultaram em valores de tolerância mais rigorosos, e, por isso, mais indicados quando do planejamento ambiental de áreas agrícolas.

A FAO (1965) recomenda que para solos profundos, permeáveis e bem drenados, as perdas não podem ultrapassar $12,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já para solos rasos e impermeáveis, os valores limítrofes de perdas variam de 2 a $4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No Brasil, Bertoni e Lombardi Neto (2010) obtiveram valores limítrofes variando de 4,2 a $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Também Bertol e Almeida (2000) e Mannigel et al. (2002) estimaram valores variando de 2,0 a $11,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e de 2,68 a $12,45 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

A avaliação das perdas de solo, quando comparadas às perdas limítrofes, pode indicar a inadequação dos usos da terra e a degradação dos solos. Assim, avaliar a tolerância de perda auxilia na adoção de práticas conservacionistas que visem minimizar os impactos ambientais ocasionados pela erosão hídrica do solo.

2.6 Importância do Sensoriamento Remoto nos estudos ambientais

O Sensoriamento Remoto é a tecnologia que permite a aquisição de informações sobre objetos ou fenômenos sem que ocorra o contato físico entre eles, utilizando-se, para isso, de sensores instalados em plataformas como aviões e satélites ou na superfície terrestre, em nível de campo e laboratório (GARCIA, 1982).

A importância da aplicação do sensoriamento remoto em diferentes ramos da ciência, especialmente na área ambiental, se deve a sua capacidade de coletar dados multiespectrais e hiperespectrais de forma remota e em diferentes épocas, possibilitando analisar os fenômenos sinopticamente através do tempo (VALENTE, 2001). Este atributo, associado às diferentes amplitudes espectrais que os modernos sensores possuem, faz com que os produtos dos sensores remotos sejam fundamentais nas aplicações dos estudos ambientais. Da mesma maneira, a utilização dos espectrorradiômetros auxilia na interpretação das imagens orbitais, bem como no entendimento da interação existente entre os alvos estudados e a radiação eletromagnética (JACKSON 1984, apud FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990).

Concomitantemente tem-se, com o advento da informática, o desenvolvimento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) que são ferramentas complementares para os estudos ambientais envolvendo a cobertura vegetal (ITALIANO et al., 2003).

2.6.1 Comportamento espectral da vegetação

Com o advento do Sensoriamento Remoto, tem-se observado um avanço nos conhecimentos do comportamento da vegetação frente às interações com a radiação

eletromagnética. A aplicação do sensoriamento remoto propiciou o mapeamento de extensas áreas da superfície terrestre, o monitoramento, a fiscalização e o controle da exploração na escala de observação planetária, e, indiretamente, viabilizou também diversos estudos da fisiologia vegetal em laboratório (PONZONI, 2001).

Para Campbell (1996), parte das aplicações do sensoriamento remoto em vegetação depende do conhecimento das propriedades espectrais.

Também para Moreira (2001), a folha é o elemento estrutural que mais contribui para o comportamento espectral da vegetação. Nas folhas são realizados todos os processos fotossintéticos, os quais necessitam da interação da radiação eletromagnética (REM) com o vegetal. Assim, existem alguns elementos e condições principais que influenciam a quantidade de energia eletromagnética refletida pelas folhas: pigmentos, espaços ocupados pela água e pelo ar, estruturas celulares com dimensões do comprimento de onda da radiação incidente; maturação ou idade da folha, posição nodal e condição de iluminação (GATES et al., 1965; GAUSMAN, 1985).

Conforme Ponzoni (2001) e Ponzoni e Shimabukuro (2009), o comportamento espectral da vegetação, compreendido entre 400 a 2600nm, pode ser dividido em três áreas: região do visível (400 a 700nm); região do infravermelho próximo (700 a 1300nm) e infravermelho de ondas médias (1300 a 2600nm).

Na região compreendida entre 400 e 700nm (região do visível) há o predomínio de reflectância espectral de pigmentos encontrados no cloroplasto, como a clorofila (responsável por 65% da reflectância), caroteno (6%) e xantofilas (29%) (PONZONI, 2001). Tais pigmentos absorvem radiação no azul (próximo a 445nm), sendo que somente a clorofila absorve radiação na região do vermelho (645nm) para a realização da atividade fotossintética (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Em toda a faixa espectral correspondente à luz visível, tanto a reflectância quanto a transmitância das folhas são menores que 15%, sendo que a reflectância apresenta um pico máximo em 555nm correspondente à região da luz verde (MOREIRA, 2001).

Na região do infravermelho próximo (720 – 1100nm) observa-se pequena absorção da radiação e considerável espalhamento interno da radiação na folha. A absorção pela água é considerada baixa nesta região do espectro e, conseqüentemente, a reflectância passa a ser quase constante (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). A cutícula e a epiderme, por serem muito transparentes à radiação no infravermelho, fazem com que pouca radiação infravermelha seja refletida da parte externa da folha. Assim, a radiação que passa através da epiderme é fortemente espalhada pelo tecido mesófilo e pelas cavidades internas da folha

(GRAÇA, 2004; GATES et al., 1965; BUNNIK, 1978). Tendo em vista este comportamento, muitos estudos acerca da discriminação de espécies vegetais são realizados utilizando esta região do espectro eletromagnético (SABINS, 1978, apud GRAÇA, 2004).

A partir da região do infravermelho médio (1100 – 3200nm), verifica-se que há absorção de radiação eletromagnética devido à presença de água líquida nas folhas. Assim, quanto maior for a quantidade de água na vegetação, menor será a reflectância vegetal na região do infravermelho médio (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009; GRAÇA, 2004).

2.6.2 Parâmetros de interferência nas respostas espectrais da vegetação

Dentre os parâmetros de influência na resposta espectral da vegetação, destacam-se: espécie vegetal, deficiências nutricionais, estresse hídrico, danos causados por insetos e doenças, características dos solos, ângulo de elevação solar, forma e orientação das folhas e a arquitetura e orientação dos dosséis.

No período de maturação dos vegetais, há diminuição da reflectância no visível e aumento da reflectância na região do infravermelho próximo. Este comportamento se deve ao maior número de espaços intercelulares de ar contidos no mesófilo das folhas maduras, quando da comparação com as folhas mais jovens e compactas (FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990).

Já no período da senescência, verifica-se um comportamento oposto ao período de maturação. Observa-se na região do visível, em especial na região do vermelho, uma queda na quantidade de energia absorvida devido à diminuição da quantidade de clorofila. Já na região do infravermelho próximo há uma diminuição da energia refletida devido à degeneração das células foliares e à redução do índice de área foliar (FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990 e RUDORFF e BATISTA, 1989). Neste mesmo sentido, Gausman (1974) afirma que o aumento da reflectância da vegetação no decorrer da sua idade é devido ao aumento dos espaços intercelulares existentes no interior da folha.

A deficiência de nitrogênio na vegetação também promove a clorose foliar e a senescência prematura das folhas inferiores. Em condições de disponibilidade adequada, tem-se a exuberância vegetativa com o aumento do tamanho e número de folhas, aumento da taxa de emergência foliar e maior longevidade da área foliar verde (EPIPHANIO, 1988). Da mesma maneira, em condições de estresse hídrico, quando se verifica menor quantidade de água disponível, há maior reflectância no visível e menor no infravermelho próximo.

Assim como as características oriundas da própria planta, há demais fatores que interferem nas respostas espectrais da vegetação.

Conforme Huete et al. (1985), os solos interferem na resposta espectral das culturas agrícolas. Tal interferência se verifica tanto nas fases iniciais de crescimento, quando se tem baixa porcentagem de cobertura vegetal, bem como nas fases de maturação, quando se verifica total ou quase total cobertura do solo.

Conforme Huete et al. (1985) e Formaggio e Epiphanyo (1990), a reflectância de um dossel de vegetação é constituída pelos efeitos de fundo provenientes das características do solo subjacente e pela sombra formada pela estrutura do dossel. Neste sentido, Huete et al. (1985) afirmam que a interferência dos solos no comportamento espectral da vegetação depende das características espectrais dos solos subjacentes e da quantidade de vegetação. Stoner (1979) afirma que o aumento da proporção de areia fina e areia muito fina na composição do solo tende a aumentar a reflectância dos solos arenosos. Além disso, solos arenosos cuja composição mineralógica seja rica em quartzo apresentam baixos teores de matéria orgânica e de óxidos de ferro e água, o que favorece o aumento da reflectância (DALMOLIN et al., 2005). Assim, os solos arenosos apresentam maior interferência nos índices de vegetação quando comparados com os solos menos refletivos e escuros, como os solos argilosos compostos por hematita (JACKSON et al., 1983). Huete et al. (1985) afirmam que há maior reflectância de dosséis em áreas com ocorrência de solos mais refletivos que em dosséis localizados em solos menos refletivos.

Em culturas de cana-de-açúcar, Joaquim (1998) concluiu que as diferentes classes texturais dos solos não influenciaram nos valores de níveis de cinza de 3 variedades de cana-de-açúcar, sendo desnecessária a utilização de mapas de solo visando o cruzamento de informações. No entanto, é necessária a utilização dos três primeiros cortes do ciclo desta cultura, visando analisar dosséis que apresentem cobertura total do solo.

Também, quando da análise de diferentes arquiteturas de dosséis vegetais que apresentam condições similares de reflectância de folhas individuais, índice de área foliar e fitomassa total seca, as variações de iluminação solar alteram os valores de reflectância dos dosséis (JACKSON e PINTER JR., 1986).

Considerando que na região do infravermelho próximo há maior transmitância da radiação eletromagnética por meio das folhas verdes, quando da comparação com a região do visível, é necessária uma quantidade maior de camadas de folhas para atingir o máximo de reflectância na região do Infravermelho próximo (IVP). Neste sentido, quando da obtenção de dados espectrais com baixos ângulos de elevação solar, verifica-se maior reflectância na

região do IVP, na medida em que há maior interceptação da radiação eletromagnética pelas folhas do dossel e, conseqüentemente, maior reflectância. Já quando da obtenção dos dados espectrais com elevados ângulos de elevação solar, verifica-se que a quantidade de REM interceptada pelas folhas é menor, denotando menor reflectância dos alvos (FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990).

Os diferentes tipos e formas de relevo, associados ao ângulo de iluminação solar no momento de obtenção dos dados espectrais, interferem nas respostas obtidas. Corrêa et al. (2013) demonstraram que em locais com maior amplitude altimétrica e de declividade foram observados valores distintos de reflectância em alvos idênticos localizados em áreas com diferentes exposições à iluminação solar.

A direção das fileiras de plantio, assim como o espaçamento entre elas e a altura das plantas são parâmetros que devem ser avaliados quando da obtenção de dados espectrais de culturas agrícolas (FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990).

O sombreamento ocasionado pelas fileiras de plantas promove a mistura das respostas espectrais da sombra e da vegetação (MENESES, 2012; FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990). Destaca-se o sombreamento promovido pelas fileiras de plantas sobre as áreas de solo exposto ou ainda sobre as fileiras de plantas adjacentes. Quando avaliadas as fileiras orientadas norte-sul, verifica-se maior sombreamento das áreas de solo exposto e de fileiras adjacentes quando da comparação com fileiras orientadas leste-oeste. Quando se observa a influência da orientação das fileiras nos diferentes comprimentos de onda, verifica-se que o efeito do sombreamento é menor na região do infravermelho próximo e maior na região do vermelho, visto que há maior transmitância no infravermelho próximo e maior predominância de processos de absorção e reflectância no vermelho (FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990). Assim, verifica-se que a interferência dos efeitos do sombreamento não é igual em todo o espectro eletromagnético, dificultando a comparação de dados de reflectância bidirecional coletados em diferentes fases do ciclo agrícola (CURRAN, 1981).

As formas das folhas, bem como as suas orientações, interferem nas respostas espectrais de um dossel vegetal. Enquanto um dossel formado por folhas erectófilas (orientadas verticalmente) apresenta menores valores de reflectância, os dosséis vegetais formados por folhas planófilas (orientadas horizontalmente) apresentam maiores valores de reflectância em todo o espectro (JACKSON e PINTER JR, 1986; FORMAGGIO e EPIPHANIO, 1990). Os elementos verticais de um dossel erectófilo captam a radiação refletida e a conduzem ao interior do dossel, reduzindo a quantidade de radiação refletida verticalmente, que é captada por um sensor orientado para o nadir (JACKSON e PINTER JR.,

1986). Já em dosséis planófilos, devido à maior exposição das folhas a REM, há maior interação das estruturas internas das folhas com a REM.

Relacionando as formas das folhas com a trajetória de reflectância em função do ângulo de elevação solar, Kirchner et al. (1982) verificaram que com o aumento do ângulo de elevação solar há diminuição da reflectância na banda do vermelho e infravermelho próximo em dosséis erectófilos quando da comparação com dosséis planófilos.

Assim, quando da análise do comportamento espectral do dossel de cana-de-açúcar em condições naturais (*in situ*), o número de variáveis que interferem na resposta espectral é ampliado. Neste contexto, “cada dossel tem suas características próprias e se desenvolve em diferentes tipos de solos sob diferentes condições ambientais” (PONZONI, 2001).

2.6.3 Índices de vegetação e Fator C da MEUPS

As relações entre as medições de sensoriamento remoto e os parâmetros da vegetação podem ser capturadas por meio dos índices de vegetação, os quais foram desenvolvidos para avaliar coberturas vegetais quantitativamente e qualitativamente, utilizando-se de dados espectrais.

Conforme Tucker (1979), os índices espectrais de vegetação são formados por diferentes combinações de bandas do visível e do infravermelho próximo, com o objetivo de sintetizar e melhorar a relação desses dados com os parâmetros biofísicos da vegetação (MOREIRA, 2001).

A escolha destas bandas se deve ao comportamento da vegetação ao longo destes comprimentos de onda. Enquanto no comprimento de onda da luz vermelha a vegetação saudável absorve a maior parte da REM nela incidente para a realização das atividades fotossintéticas, no IVP tem-se o espalhamento interno da REM em função da disposição da estrutura morfológica das folhas (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009). Assim, as combinações lineares entre as radiâncias dos comprimentos de onda do visível e do infravermelho próximo possibilitam o monitoramento da biomassa fotossinteticamente ativa (TUCKER et al., 1979).

Dentre os índices de vegetação, destacam-se o Índice da razão simples (RS), o Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e o Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (SAVI).

O índice de vegetação da razão simples (Simple Ratio), proposto por Jordan (1969), foi o primeiro índice de vegetação a ser proposto. Ele é obtido a partir da razão entre os

valores de reflectância do infravermelho próximo e reflectância do vermelho (PONZONI e SHIMABUKURO, 2009).

Dentre os índices de maior utilização, destaca-se o índice de vegetação pela diferença normalizada (NDVI), proposto por Rouse et al. (1973). É definido como sendo a diferença entre a reflectância no infravermelho próximo (IVP) e reflectância no vermelho (V), dividida pela soma das duas reflectâncias.

Huete (1988) propôs o Índice de Vegetação Ajustado para o Solo (Soil Adjusted Vegetation Index – SAVI), visando minimizar os efeitos do solo sobre os índices de vegetação. Assim, introduziu a constante "L", a qual possui relação com a densidade da cobertura vegetal.

Considerando a relação existente entre os índices de vegetação e parâmetros quantitativos e qualitativos das condições da vegetação, alguns estudos têm sido realizados visando estimar o fator C a partir de IVs.

De Jong (1994), a partir de informações coletadas do sensor TM/Landsat, sobre 33 parcelas localizadas na província de Ardèche (França), aplicou uma análise de regressão linear, encontrando a correlação de -0,64 entre os valores de NDVI e Fator C. Para o mesmo autor, as condições da vegetação, como estresse hídrico, afetam as respostas nos índices de vegetação. No entanto, para os processos erosivos, as condições da vegetação possuem papel secundário, sendo primordial a quantidade de cobertura do solo efetuada pela vegetação. Assim, os índices de vegetação possuem uso limitado na estimativa do fator C.

Van der Knijff et al. (1999), utilizando as premissas presentes em De Jong (1994), estimaram o fator C a partir do NDVI utilizando pontos amostrais alocados na Itália, coletados em imagens NOAA. Devido às limitações do NDVI, onde não é possível estimar taxas de cobertura do solo, os autores concluem que a utilização deste método é indicada como uma aproximação do fator C. Também indicam a necessidade de um número maior de dados de campo visando à correlação com os dados remotamente detectados.

Zihni (2000) coletou 10 amostras de solo exposto e 10 de mata nativa presentes nas imagens índices de vegetação da Tailândia. Também Karaburun (2010), a partir de imagens NDVI provenientes do sensor TM/Landsat, coletou 20 amostras de solo exposto e de mata nativa presentes na Turquia. Em ambos os trabalhos, a média das amostras de solo exposto foi correlacionada ao fator C igual a 1. Já a média dos valores de mata nativa foi correlacionada ao fator C de 0. A partir de uma análise de regressão linear, estimaram o fator C a partir das imagens de NDVI. Os autores concluíram que tal método pode ser utilizado para a estimativa do fator C em grandes extensões territoriais. No entanto, esta é ainda uma área do

conhecimento que exige maiores estudos, visando melhorar os métodos existentes, bem como os índices espectrais baseados nesta abordagem.

Utilizando modelos de mistura espectral e os valores de fator C coletados a partir de subfatores (WISCHMEIER e SMITH, 1978), De Asis e Omasa (2007) estimaram o fator C a partir da proporção de cobertura do solo obtida com a análise de mistura espectral de dados do sensor TM/Landsat. Os resultados mostraram que o fator C estimado é fortemente correlacionado com os valores medidos no campo.

Yang (2014), utilizando as séries temporais de 13 anos do sensor MODIS/Terra, estimou o fator C a partir da cobertura vegetal fracionada. Os valores estimados do fator C de séries temporais foram comparados com medições de campo, revelando boa consistência estatística.

Para o cenário brasileiro, Durigon et al. (2014) estimaram o fator C a partir do reescalonamento das imagens NDVI do estado do Rio de Janeiro. Os resultados foram comparados com o método proposto por van der Knijff et al. (1999). Os autores concluíram que, para as condições climáticas locais, o método de reescalonamento do NDVI foi mais eficiente na estimativa do fator C do que aquele proposto por Van der Knijff et al. (1999).

3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

3.1 Localização, clima, geologia e geomorfologia

A pesquisa foi realizada nas bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga e do córrego Monjolo Grande. Ambas estão localizadas na porção nordeste da bacia sedimentar do Paraná, na Depressão Periférica Paulista, centro leste do estado de São Paulo (figura 1). As áreas de estudo apresentam semelhanças quanto às dimensões de área e uso da terra e diferenças quanto às características pedológicas e de relevo, permitindo a realização de comparações da dinâmica do processo erosivo em solos oriundos de argilitos e de arenitos em condições de cobertura vegetal e usos da terra semelhantes.

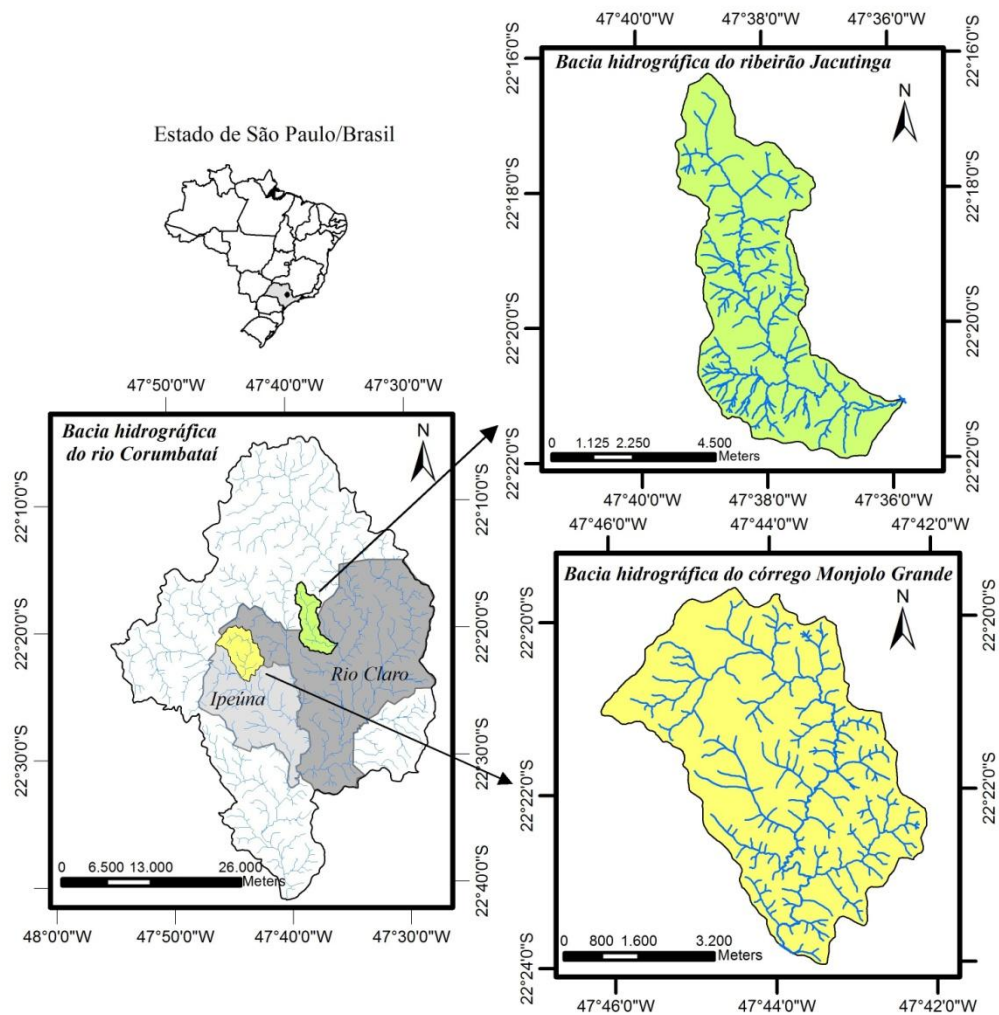


Figura 1. Localização das áreas de estudo – bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga e bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (organização: o autor e Moraes, 2014).

A bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga é tributária da bacia do rio Corumbataí, o qual está localizado no baixo curso do rio Piracicaba (SP). Localizada no município de Rio Claro (SP), esta bacia compreende área aproximada de 28,9 km², localizada entre as coordenadas geográficas de 22° 16'30" e 22° 22' latitude sul; 47° 39'30" e 47° 36' longitude oeste de Greenwich (fuso 23). A bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande é tributária do rio Passa Cinco, pertencente à bacia do rio Corumbataí, também localizado no baixo curso do rio Piracicaba (SP). Localizada no município de Ipeúna (SP), compreende área aproximada de 28 km², com localização entre as coordenadas geográficas de 22° 18' e 22° 23' latitude sul; 47° 48' e 47° 42' longitude oeste de Greenwich (fuso 23).

Considerando a distribuição das chuvas e as variações de temperatura ao longo do ano, as áreas de estudo estão enquadradas no tipo climático CWa, conforme a classificação zonal de Köppen (KÖPPEN, 1918), podendo ser associadas ao Clima subtropical, com inverno seco e verão chuvoso.

No verão, prevalecem os sistemas atmosféricos de baixa pressão representados pelas massas Tropical atlântica e Equatorial continental. Já no inverno, prevalecem os sistemas atmosféricos de alta pressão representados pelas massas Polar atlântica e Tropical atlântica. Assim, nos meses de verão há maior abundância de chuvas do tipo convectivas e nos meses de inverno, as do tipo frontal. As médias mensais de chuva são superiores na bacia hidrográfica do córrego Monjolo devido a proximidade do relevo de cuestas arenito basáltica resultando em chuvas influenciadas pelo efeito orográfico.

No banco de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) do estado de São Paulo, nenhum posto pluviométrico encontra-se localizado no interior das áreas de estudo. Sendo assim, para a análise da precipitação pluvial nas bacias hidrográficas, foram selecionados os postos D4-036 e D4-012 (prefixo DAEE), os quais apresentam informações pluviométricas (D4-036 e D4-012) e pluviográficas (D4-036). O posto D4-036 está situado no município de Itirapina – SP, na altitude de 610m, coordenadas geográficas 22°18' de latitude sul e 47°45' de longitude oeste. O posto é pertencente à bacia hidrográfica do rio Corumbataí e denominado Graúna, apresentando uma série histórica de 1937 a 2004. O posto D4-012, denominado Rio Claro, encontra-se situado no município de Rio Claro – SP, nas coordenadas geográficas 22°25' de latitude sul e 47°33' de longitude oeste e na altitude de 600m, inserido no interior da bacia hidrográfica do rio Corumbataí. Tal posto apresenta uma série histórica de 1936 a 2006.

O posto D4-036 (Graúna) apresenta os maiores valores médios de chuva nos meses de dezembro e janeiro (218,1 e 242,075 mm, respectivamente) e mínimos médios mensais nos

meses de julho e agosto (14,8 e 17,2mm, respectivamente). O total de precipitação no ano apresenta a média de 1448,01 mm (figura 2).

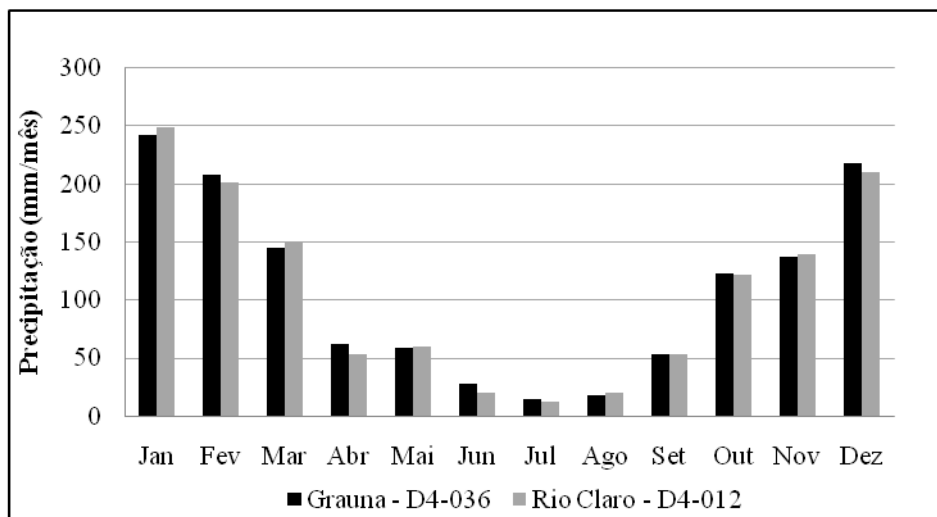


Figura 2. Média da distribuição da precipitação por meses nos postos D4-036 e D4-012.

O posto D4-012 também apresenta os maiores valores médios de chuva nos meses de dezembro e janeiro (209,8 e 249,1 mm) e mínimos mensais nos meses de julho e agosto (12,15 e 19,8 mm respectivamente). O total de precipitação no ano apresenta a média de 1290,05 (figura 2).

Quanto aos extremos mensais, o posto Graúna (D4-136) apresentou, na série histórica, valores de 558,2 e 522,7 mm para os meses de janeiro e fevereiro, respectivamente. Também, os meses de abril, maio, junho, julho e agosto apresentaram ausência total de precipitação em vários anos de observação (tabela 1). Já o posto Rio Claro (D4-012) apresentou totais mensais extremos de 601,2 e 631,5 mm para os meses de janeiro e fevereiro, respectivamente. Quanto aos extremos mínimos, os meses de abril a setembro apresentaram, por vários anos, ausência total de precipitação (tabela 1). Tais dados indicam que o processo de erosão hídrica concentra-se nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. Neste contexto, considerando o prolongamento verificado no período da colheita da cana-de-açúcar no estado de São Paulo, a qual, em anos de normais pluviométricos está se iniciando em meados de março e prolongando-se até metade de dezembro, tem-se que a retirada da cobertura vegetal em algumas áreas coincide com o início do período chuvoso, evidenciando assim maiores perdas de solo e água ocasionadas pela ausência de proteção vegetal.

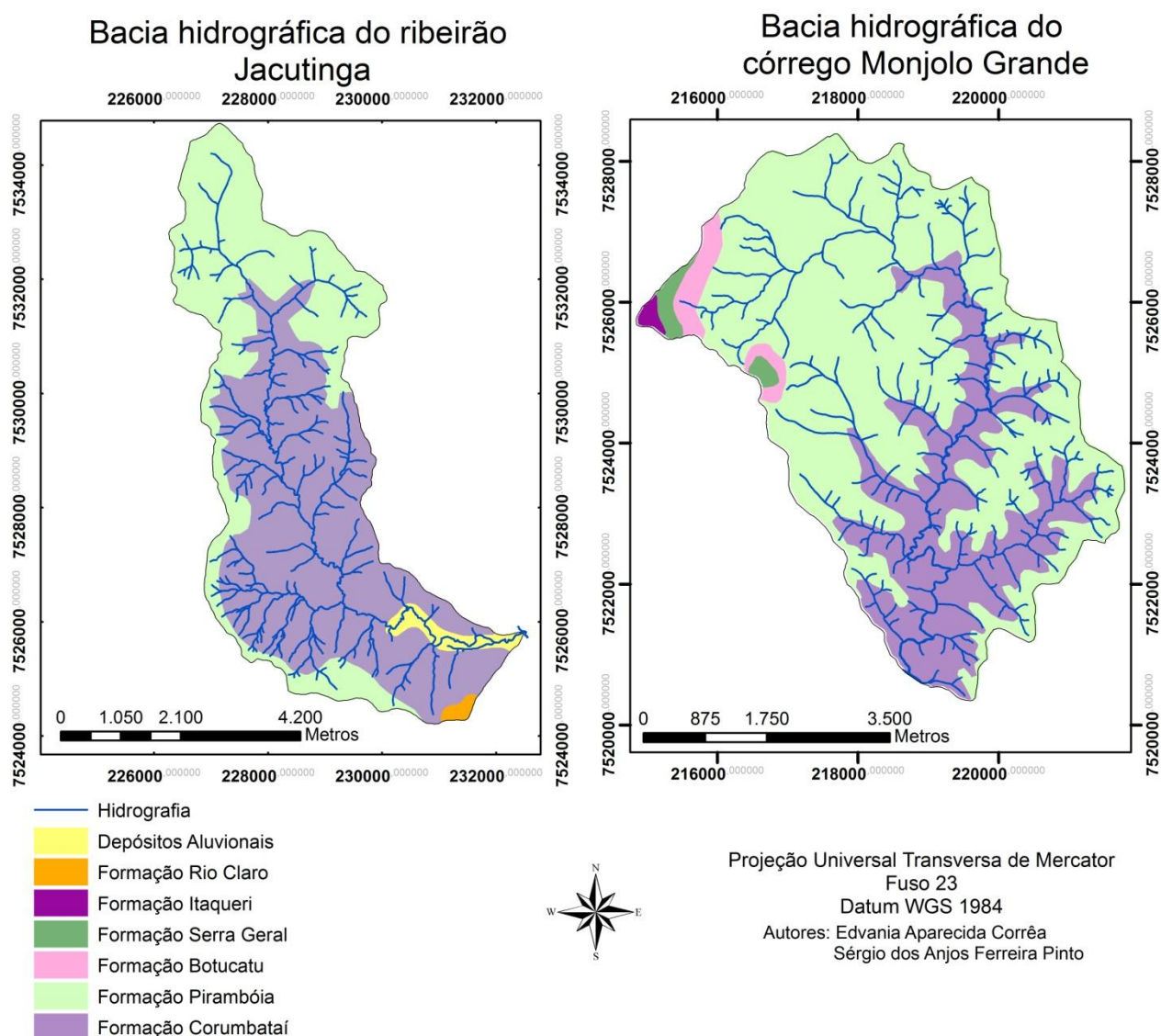
Tabela 1. Valores médios dos totais mensais e extremos de chuva no posto Graúna (DAEE D4-036 - período de 1937-2004) e Rio Claro (DAEE D4-012 - período de 1936-2015).

Posto DAEE D4-036					
Mês	Média Chuva total mensal	Chuva máxima mensal	Chuva mínima mensal		
	mm	Total (mm)	Ano	Total (mm)	Ano
Janeiro	242,65	558,2	1970	65,4	1998
Fevereiro	208,1	522,7	1950	60,2	1974
Março	145,55	498,7	1991	35,5	1964
Abril	61,1	191,6	1985	0	*
Mai	58,6	199,2	1987	0	*
Junho	28,05	205,4	1945	0	*
Julho	14,8	165,9	1972	0	*
Agosto	17,2	137,2	1984	0	*
Setembro	52,1	282,6	1983	0	1968
Outubro	123,3	366,4	1943	33,7	1989
Novembro	137	327,6	1951	17,3	1954
Dezembro	218,1	430,5	1973	48	1952

Posto DAEE D4-012					
Mês	Média Chuva total mensal	Chuva máxima mensal	Chuva mínima mensal		
	mm	Total (mm)	Ano	Total (mm)	Ano
Janeiro	246,5	601,2	2011	32,0	1964
Fevereiro	204,4	631,5	1995	42,8	1977
Março	149,7	512,0	1991	8,3	1970
Abril	68,0	269,4	2012	0	*
Mai	60,6	257,1	1983	0	*
Junho	39,9	251,1	2012	0	*
Julho	29,8	243,4	1972	0	*
Agosto	28,1	181,1	1986	0	*
Setembro	64,6	249,9	1983	0	*
Outubro	125,4	303,9	1981	8,4	1989
Novembro	146,9	303,9	2002	15,5	1954
Dezembro	213,1	484,0	1973	52,5	1944

* Ocorrência em vários anos

Quanto ao quadro geológico, as áreas de estudo estão situadas na Bacia Sedimentar do Paraná, com afloramento de rochas paleozóicas (Formação Corumbataí), mesozóicas (Formação Pirambóia, Botucatu, Serra Geral e Itaqueri) e cenozóicas (Formação Rio Claro e depósitos aluvionais). Em relação à composição geológica de cada área, tem-se que a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande é composta pelas Formações Itaqueri, Serra Geral, Botucatu, Pirambóia e Corumbataí e a bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga é composta por depósitos aluvionais e pelas formações Rio Claro, Pirambóia e Corumbataí (figuras 3a e 3b). A descrição de tais formações geológicas é apresentada, de forma resumida e simplificada, segundo a ordem cronológica de sua gênese, na tabela 2.



Figuras 3a e 3b. Quadro geológico das bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande (organização: o autor e Moraes, 2014).

Tabela 2. Descrição resumida das formações geológicas presentes nas áreas de estudo.

Depósitos Aluvionais	Compostos por sedimentos arenosos e argilosos, de coloração acinzentada a avermelhada, originados da recente atuação do rio Corumbataí (FREDERICE et al. 2010).
Formação Rio Claro	Composta por arenitos mal selecionados, com coloração amarelo-avermelhada, friáveis, apresenta em alguns pontos estratificações cruzadas e níveis conglomeráticos. Também apresenta, em grandes quantidades, fragmentos limonitizados e argilitos (em níveis centimétricos e decimétricos) e grande quantidade de seixos (quartzo e quartzito) na base da unidade. Tal unidade teve como ambiente de formação um clima semiárido, sendo a sua deposição efetuada sob condições continentais (fluviais). Por ter ocorrido no período cenozóico, após grandes intervalos de profundas modificações (tectonismo e erosões), a deposição da formação Rio Claro ocorreu em discordância com as unidades estratigráficas, dependendo, para tanto, do grau de erosão do topo de tais unidades (PERINOTTO e LINO, 2013).

Formação Itaqueri	A Formação Itaqueri abrange coberturas sedimentares pós-Serra Geral constituída principalmente por bancos alternados de arenitos com cimento argiloso, crostas ferruginosas, folhelhos e conglomerados que predominam na porção basal. Possui marcante silicificação e estratificações cruzadas (ALMEIDA e BARBOSA, 1953). Ocorre principalmente no alto da Serra de Itaqueri e no reverso das cuestas arenito-basálticas (CEAPLA/UNESP, 2001)
Formação Serra Geral	A Formação Serra Geral compreende um conjunto de derrames tabulares de basaltos toleíticos, entre os quais se intercalam arenitos com as mesmas características da Formação Botucatu. Os arenitos da formação Botucatu interdigitam-se, em grande escala, com os derrames da formação Serra Geral, tornando complexa a delimitação de ambas as formações em âmbito regional. Os derrames basálticos afloram no topo e no reverso da cuesta basáltica e em morros testemunhos. Nos planaltos de rebordo dessas cuestas, tais derrames podem cobrir grandes extensões (COSTA, 2005). A Formação Serra Geral apresenta textura afanítica, coloração cinza escura a preta, amigdaloidal no topo dos derrames, com desenvolvimento de juntas verticais e horizontais de origem tectônica e por resfriamento, nas quais associam-se corpos intrusivos de mesma composição, constituindo, sobretudo, diques e sills basaltos toleíticos
Formação Botucatu	A Formação Botucatu, em São Paulo, encontra-se exposta numa faixa continua às faldas e escarpas das serras basálticas. É constituída por arenitos de granulação fina a média, de coloração vermelha, rósea ou amarelo-clara, apresentando na base corpos de arenitos conglomeráticos (IPT, 1981). A Formação Botucatu representa os diversos sub ambientes de um grande deserto climático de aridez crescente, cuja existência se prolongou até o momento do vulcanismo basáltico (COSTA, 2005).
Formação Pirambóia	A Formação Pirambóia caracteriza-se por uma sucessão de espessos bancos arenosos, avermelhados ou rosados, constituídos por arenito de granulação fina e média. Apresenta, na porção inferior, maior proporção de fração argilosa, siltitos argilosos de coloração avermelhada intercalados por níveis de argilito, folhelhos e arenitos argilosos de cores variadas (de tons claros a amarelo, roxo, vermelho e verde) (KOFFLER, 1994). A Formação Pirambóia apresenta, por suas características litológicas e estruturais, depósito de ambiente continental úmido, oxidante, predominantemente fluvial, em canais meandantes e planícies de inundação, com pequenas lagoas esparsas (COSTA, 2005).
Formação Corumbataí	A Formação Corumbataí é formada por argilitos de coloração arroxeada e avermelhada com intercalações de lentes de arenitos muito finos, xistos argilosos e vasta ocorrência no vale do Rio Corumbataí (LANDIM, 1967, KOFFER, 1994). As características sedimentológicas indicam deposição em condições litorâneas sob o domínio de correntes de maré, ambiente raso e oxidante, verificando-se fácies de lamitos. A sucessão de fácies indica interrupção da regressão marinha por pequenas transgressões, onde foram geradas intercalações em condições mais profundas, representadas pelas lentes de arenitos muito finos e xistos argilosos, e mais rasas, representadas por argilitos arroxeados. O contato desta formação com a Formação Pirambóia é, reconhecidamente, erosivo (GAMA Jr. 1979 apud TOMASSI, 2009).

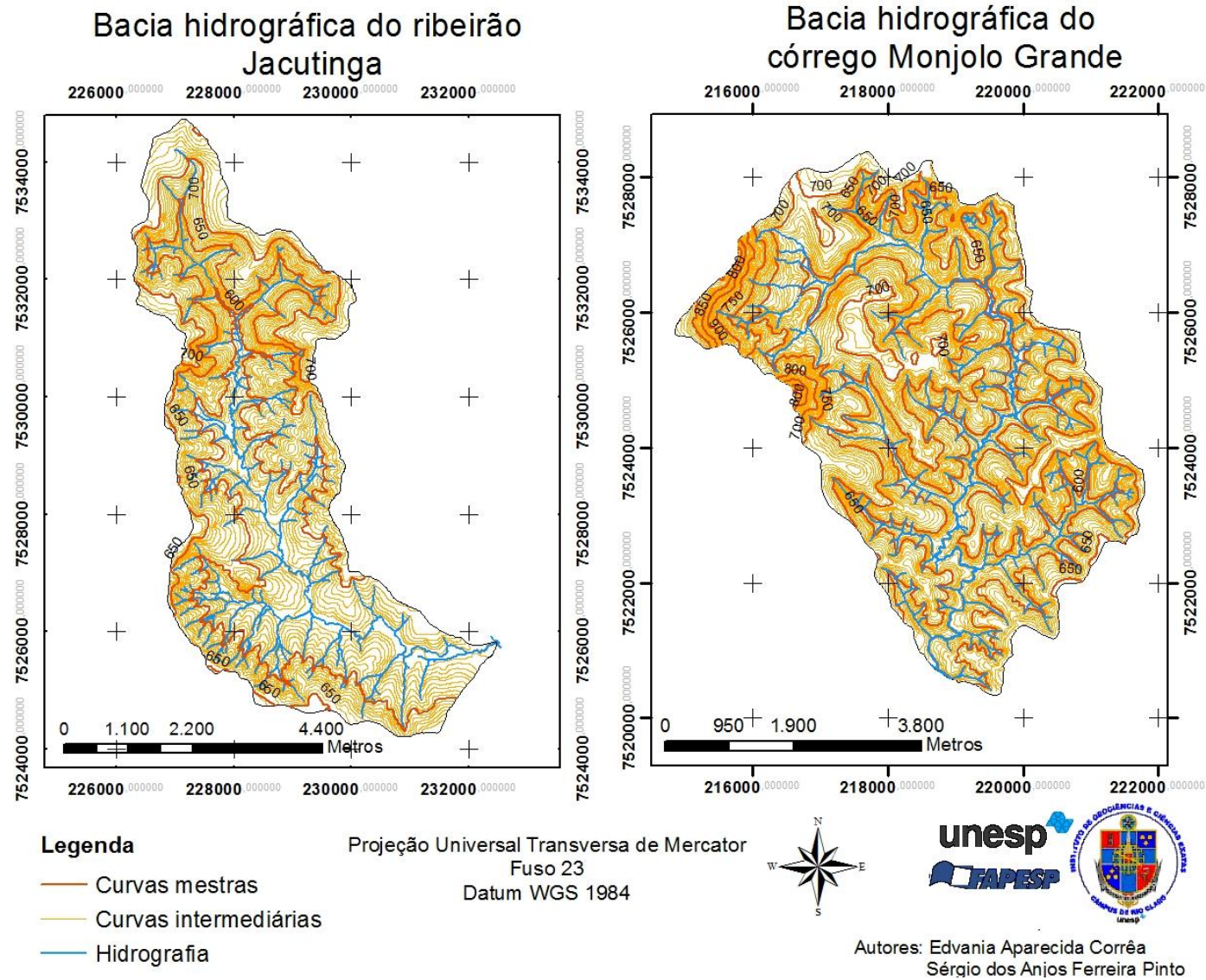
Quanto à mineralogia das formações predominantes nas áreas de estudo, Conceição e Bonotto (2006) afirmam que a base da formação Corumbataí é composta por hematita, quartzo, caolinita, ilita, calcita, albita e microclínio. Já o topo desta contém maior concentração de caolinita e hematita. Por outro lado, na formação Pirambóia tem-se o predomínio de minerais de quartzo e caolinita.

Quanto ao quadro geomorfológico, a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande está inserida na transição entre a província geomorfológica denominada Depressão Periférica e o relevo de Cuestas arenito-basáltica, correspondendo a um relevo muito diversificado, erodido e com estruturas resistentes em claros ressaltos topográficos. É possível verificar nesta área de transição a presença de morros testemunhos constituídos de efusivas básicas recobrando arenitos da Formação Botucatu nas áreas mais próximas da linha de cuestas, os quais se salientam na topografia, correspondendo ao relevo classificado como Mesas Basálticas. O relevo apresenta-se em forma de patamares, os quais se desenvolvem devido à alternância de arenitos silicificados, sendo que a drenagem proveniente da escarpa da cuesta é densa e bem desenvolvida (IPT, 1981).

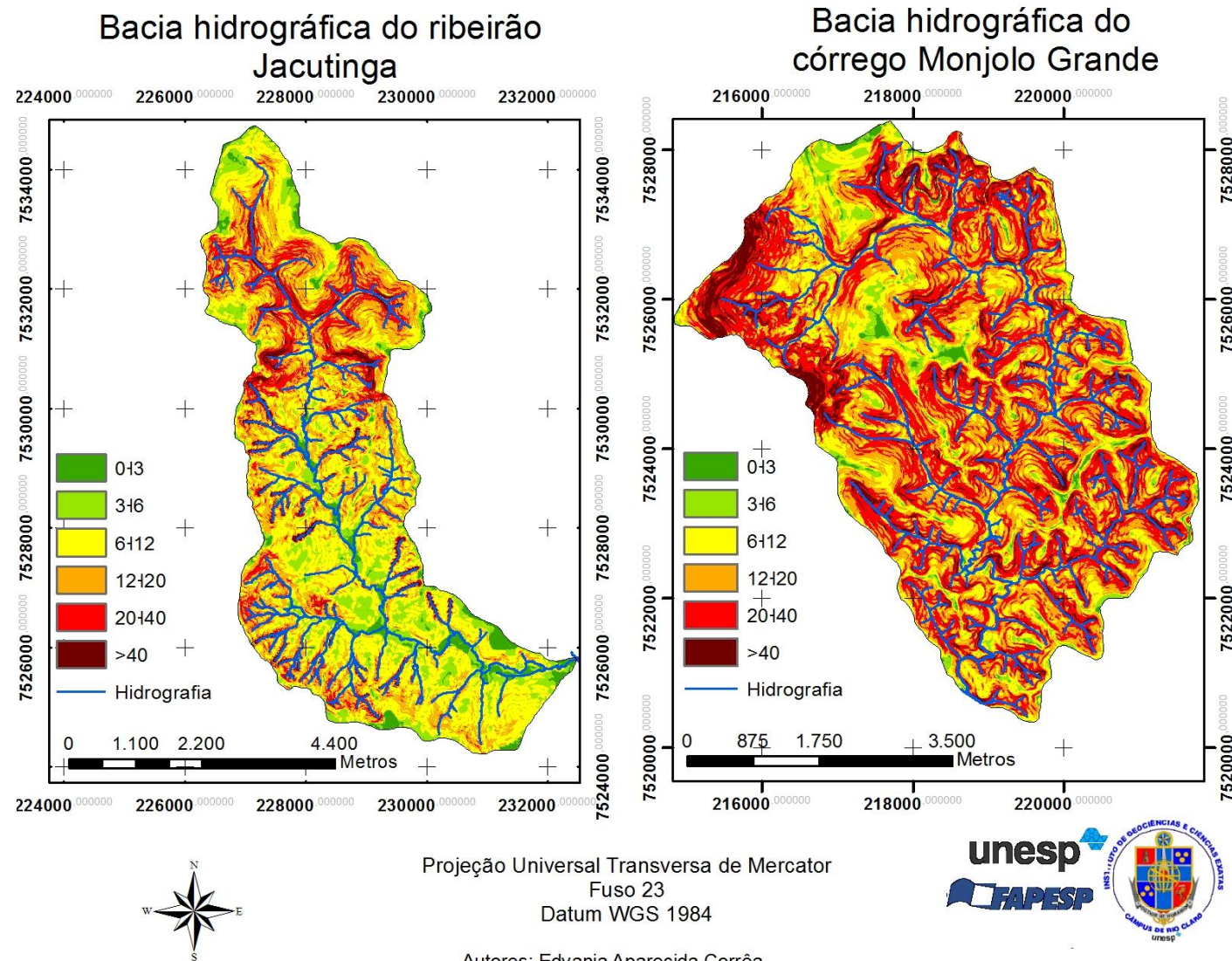
Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande têm-se áreas de alta declividade, drenagem densa e entalhada e algumas formas de relevo residual denominadas como o Morro do Bizigueli e o Morro da Guarita (figura 4b, 5b e 7). Tais feições apresentam-se como pequenos maciços residuais de *front* da cuesta arenito-basáltica, com altitudes alcançando a cota de 900m (figura 4b) (ALMEIDA, 1964).

Já a bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga encontra-se situada na depressão periférica, apresentando topografia pouco acidentada, com relevo predominantemente formado por colinas, predominando interflúvios com áreas de 1 a 4km², topos aplainados e vertentes com perfis convexos e retilíneos. A drenagem mostra-se bem organizada na forma dendrítica, com média a baixa intensidade (IPT, 1981) (Figuras 4a, 5a e 6).

Quanto à rede de drenagem, ambas as bacias apresentam padrão dendrítico, típico dos afluentes originados nos sedimentos do subgrupo Itararé, representados na área de estudo pela formação Corumbataí e Pirambóia (PENTEADO, 1976). Quanto à classificação genética dos rios proposta por Horton (1945), o ribeirão Jacutinga é um rio subsequente e o córrego Monjolo Grande é um rio ressequente, e ambos possuem fluxo de direção N-S. O córrego Monjolo Grande apresenta sentido perpendicular à inclinação das camadas rochosas, as quais geralmente acompanham as zonas de fraqueza.



Figuras 4a e 4b. Mapas topográficos das bacias hidrográficas do Ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande. (Organização: o autor e Moraes, 2014).



Figuras 5a e 5b. Mapas de declividade das bacias hidrográficas do Ribeirão Jacutinga e córrego Monjolo Grande (Organização: o autor e Moraes, 2014).



Figura 6. Vista da nascente do ribeirão Jacutinga sobre a formação Pirambóia e com altitudes na cota de 740 metros. Apresenta relevo com baixas amplitudes altimétricas e declividade, com relevo predominantemente formado por colinas. Verifica-se ao fundo, na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, a presença de relevos residuais decorrentes da área de transição da depressão periférica paulista com o relevo de cuevas basálticas. (Fonte: Isabel Cristina Moraes)

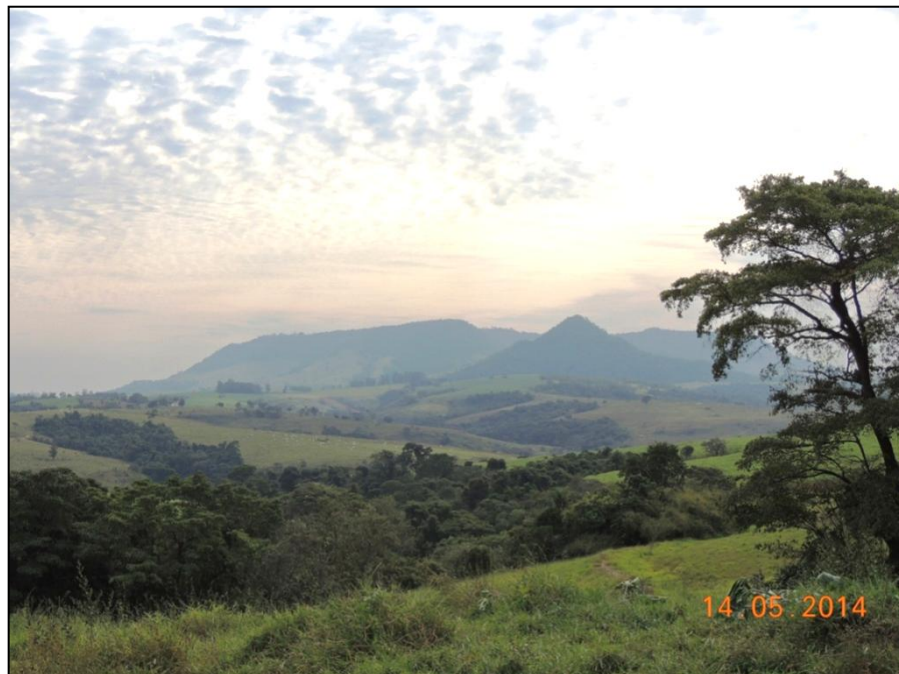


Figura 7. Relevo da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentando relevo com elevadas amplitudes altimétricas e declividades, destacando os relevos residuais do *front* das Cuestas arenito basálticas (Fonte: Isabel Cristina Moraes).

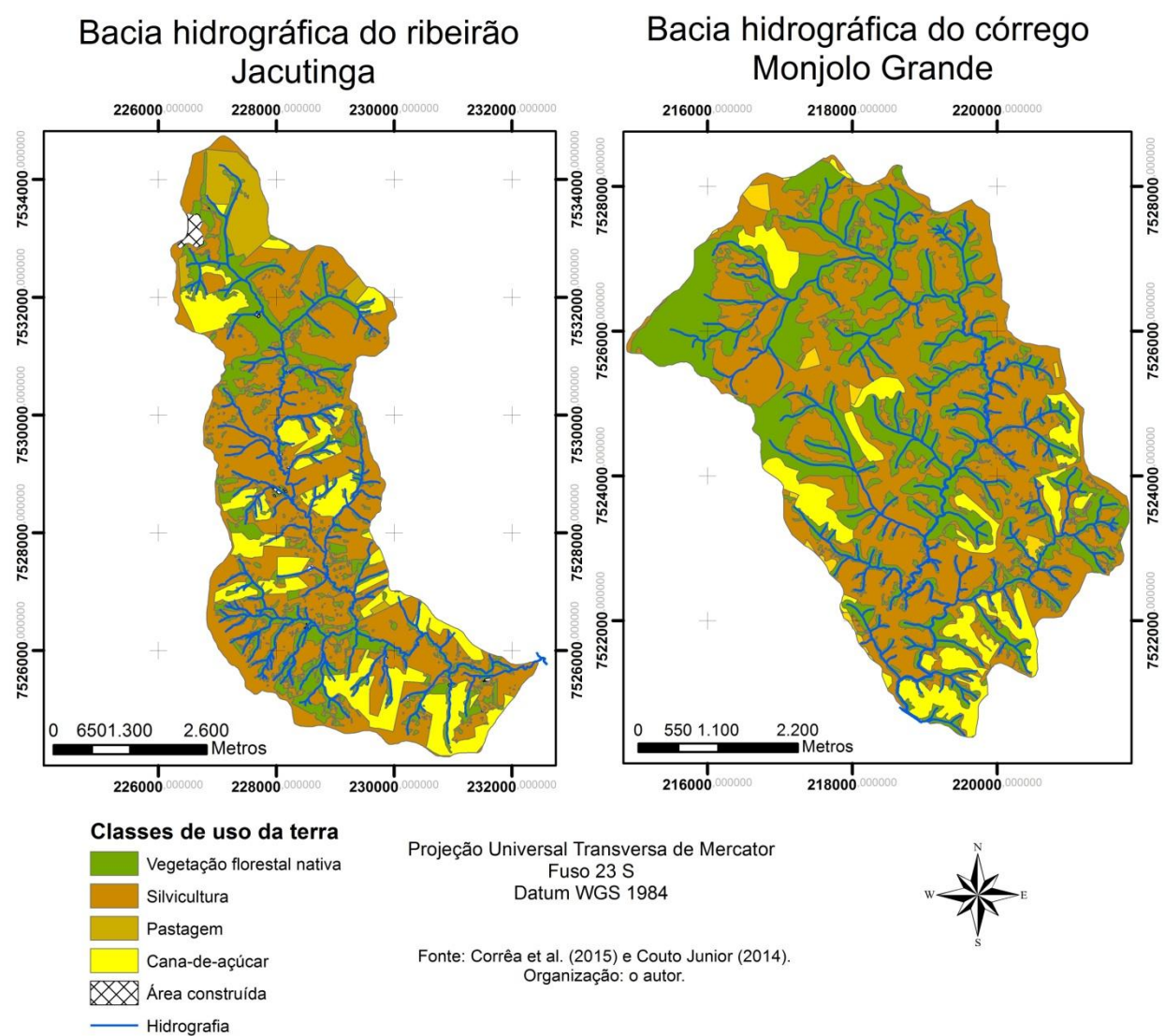
No levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, realizado por Prado et al. (1981) na escala de 1.100.000, quadrícula de São Carlos, na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, foi verificada a ocorrência de 10,3% de Neossolo Quartzarênico, 87,4% de Argissolo Vermelho Amarelo, 2% de Neossolo Litólico e 0,8% de Latossolo Vermelho-Amarelo. Já na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga foi observada a ocorrência de Argissolo Vermelho Amarelos em 87,9% e Neossolo Quartzarênico em 12,1% da área de estudo.

3.2 Uso da terra

Assim como em todo o estado de São Paulo, as áreas de estudo também apresentam predominância de usos relacionados à cultura de cana-de-açúcar e pastagens.

Corrêa et al. (2015) identificaram, no período de 1988 a 2013, expansão de 80% da cultura de cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Assim, no cenário de 2013, os usos predominantes eram as áreas de pastagens (48,5%), vegetação florestal nativa (40,6%) e cana-de-açúcar (9,6%) (figura 8b).

Na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, Couto Junior (2014) identificou a ocorrência de 53,5% de pastagens, 16,4% de cana-de-açúcar e de 23,1% de vegetação florestal nativa (Figura 8a).



Figuras 8a e 8b. Uso da terra nas bacias hidrográficas do córrego Monjolo Grande e ribeirão Jacutinga no ano de 2013.

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 Aquisição das bases cartográficas

Para a elaboração das bases cartográficas das áreas de estudo, foram utilizadas as folhas SF-23-Y-A-I-3-NE-D, SF-23-Y-A-I-3-NE-F, SF-23-Y-A-I-3-SE-B, SF-23-Y-A-I-4-NO-C, SF-23-Y-A-I-4-NO-E, SF-23-Y-A-I-4-SO-A (bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande) e as folhas SF-23-Y-A-I-4-NO-B, SF-23-Y-A-I-4-NO-D, SF-23-Y-A-I-4-NO-F, SF-23-Y-A-I-4-NE-C e SF-23-Y-A-I-4-NE-E (bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga) na escala de 1:10.000 e em formato analógico (IGC/SP, 1979).

Visando tornar mais precisas as posições das feições planimétricas, foram realizadas verificações de campo, utilizando GPS (Trimble XM 2008) e o software GPS Pathfinder Office. Os dados adquiridos foram transferidos para ambiente SIG a partir da ferramenta de *Transferência de dados*. Como referência de estação fixa, utilizaram-se os dados da Rede de Monitoramento Contínuo dos Sistemas GNSS – RBMC e a estação mais próxima, SPCA 0771.13° (na data de 15/03/2013), da cidade de Campinas. Para tal, utilizou-se a ferramenta de *Correção Diferencial* do software GPS Pathfinder Office. Posteriormente, os 12 pontos de controle corrigidos foram integrados à interface ArcGis 10 para a realização de procedimentos de retificação cartográfica, por meio da ferramenta *Spatial Adjustment/rubber Sheeting*.

O Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET) foi gerado em ambiente SIG, com grade retangular de 3 metros, a partir das feições de curvas de nível, pontos cotados e hidrografia. Como método de interpolação, foi utilizada a função topogrid do ArcGis 10, Topo To Raster. Após a elaboração do MDET, foi aplicada a função *Fill* (Spatial Analyst Tools/ Hidrology/Fill), visando à correção de imperfeições nos dados.

A partir do MDET, foram gerados os mapas de declividade. Estes foram reclassificados conforme Donzelli et al. (1992), considerando os seguintes intervalos: 0÷3; 3÷6; 6÷12; 12÷20; 20÷40 e >40%. Tais intervalos foram selecionados visando avaliar as classes de declividade de maior ocorrência nas áreas de estudo, auxiliando na escolha dos locais de implantação das parcelas de monitoramento de erosão hídrica do solo.

As imagens dos sensores MS/PAN dos satélites Ikonos e GeoEye foram adquiridas a partir de programação, sendo no total 4 cenas das áreas de estudo.

As imagens orbitais foram obtidas com o objetivo de imagear as culturas da cana-de-açúcar em diferentes estádios fenológicos. Tais imagens foram obtidas nas datas de 01/08/13,

24/10/2013, 20/11/2013 e 23/04/2014. Todas as imagens, com exceção da imagem da data 24/10/2013, foram obtidas com ângulo de visada superior a 75°.

A escolha por diferentes sensores se deve à logística do imageamento. Como as imagens deveriam apresentar ângulo de visada mais próximo do nadir (90°) e considerando a necessidade antecipada da programação do satélite Ikonos, não foi possível a coleta dos 4 cenários com este sensor. Assim, optou-se pelo satélite GeoEye, o qual, possuindo maior disponibilidade, forneceu imagens com o padrão de geometria de cena escolhido.

4.2 Elaboração e validação dos mapas pedológicos

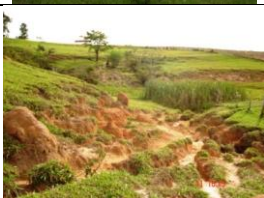
Os mapas pedológicos existentes das áreas de estudo apresentam escala de publicação de 1:100.000 (PRADO et al., 1981). Considerando a necessidade de maior detalhamento, foi realizado o refinamento dos limites das classes pedológicas a partir da elaboração de esboços fotopedológicos e coletas de amostras em campo.

Através da análise minuciosa de todos os elementos dos padrões fotográficos (quantitativos e qualitativos), a fotopedologia permite diagnosticar as prováveis unidades existentes de solos (DEMATTE, 2009). A fotopedologia considera a interferência da estruturação de drenagem na formação dos solos, sendo que a relação infiltração/deflúvio e rupturas de vertentes são importantes indicadores dos limites das prováveis unidades de solos.

O esboço fotopedológico foi elaborado a partir da análise interpretativa de fotografias aéreas pancromáticas do aerolevantamento de 1972 (em papel fotográfico em escala aproximada de 1:25.000, no formato 230mm x 230mm, recobrimento longitudinal e lateral de 60 e 30%).

Os principais elementos utilizados na fotointerpretação pedológica foram: relevo, uso da terra, tonalidade, padrões e densidade de drenagem (tabela 3). Também foram utilizadas, como suporte na delimitação das unidades de mapeamento, as informações pedológicas da quadrícula São Carlos, 1:100.000 (PRADO et al., 1981), mapa geológico (CEAPLA, 2012), dados de variações topográficas obtidos pelas cartas topográficas (1:10.000), carta de declividade e características das curvaturas verticais e horizontais das vertentes. Todas estas informações foram analisadas conjuntamente, considerando as bases teóricas e conceituais pertinentes aos processos geomorfológicos ocorrentes nas vertentes e os seus reflexos na paisagem e na formação dos solos.

Tabela 3. Classes de solo, feição, descrição dos elementos de fotointerpretação, características no campo e identificação das classes de solo em uma vertente.

Classe de solo	Feição	Elementos de fotointerpretação	Características no campo
Latossolo Vermelho Amarelo (LVA)		Alvos em tonalidade média, ocorrentes nos interflúvios e em relevos planos e suaves ondulados, uso da terra com agricultura, apresenta baixa densidade de drenagem.	
Neossolo Quartzarênico (RQ)		Alvos em tonalidade clara, ocorrentes nos interflúvios e em relevo plano/suave ondulado, uso da terra com agricultura ou pastagens, apresentando baixa densidade de drenagem.	
Argissolo Vermelho Amarelo (PVA)		Alvos em tonalidade média, ocorrentes nas altas e médias vertentes coincidentes com relevo ondulado, uso da terra com agricultura ou pastagens, apresentando média densidade de drenagem.	
Cambissolos (CX) e Neossolos Litólicos (RL)		Alvos em tonalidade média/escura, ocorrentes junto aos canais de 1º ordem e declives superiores a 20%, uso da terra com vegetação densa florestal e com pastagens degradadas, alta densidade de drenagem	
			

Após a delimitação das unidades de mapeamento, e com base no mapa de solos disponível na escala de 1:100.000 (PRADO et al., 1984), foram definidas as possíveis unidades taxonômicas que ocorrem nas áreas de estudo, e assim determinada a legenda inicial do esboço fotopedológico, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013).

A metodologia para a obtenção do mapa de solos é apresentada no fluxograma da Figura 9.

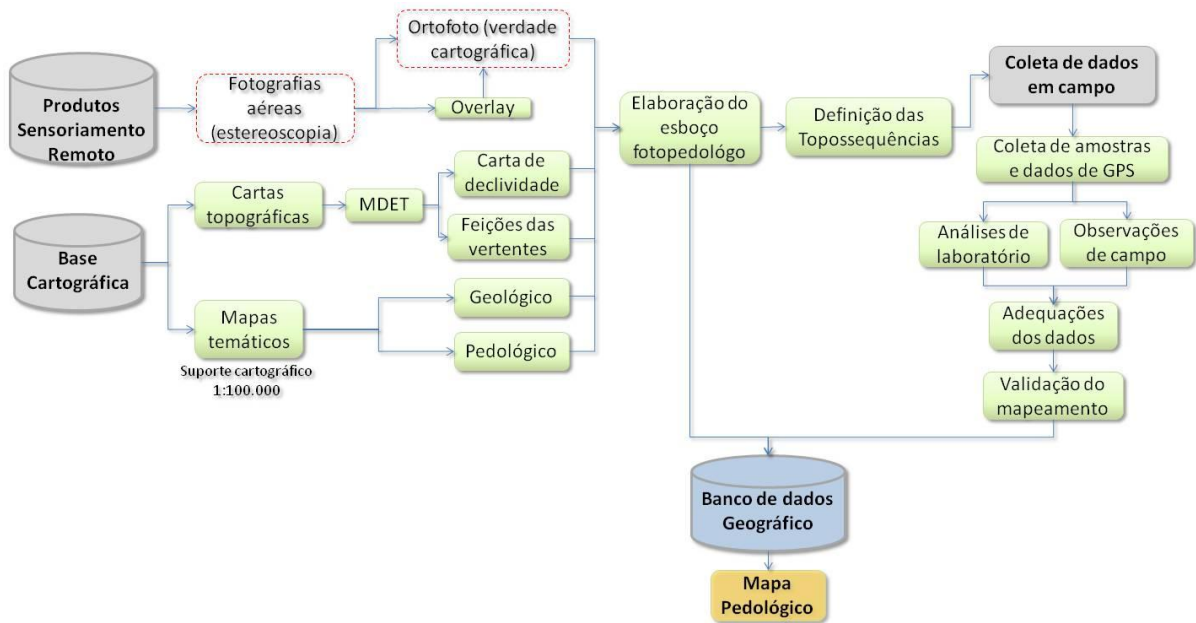
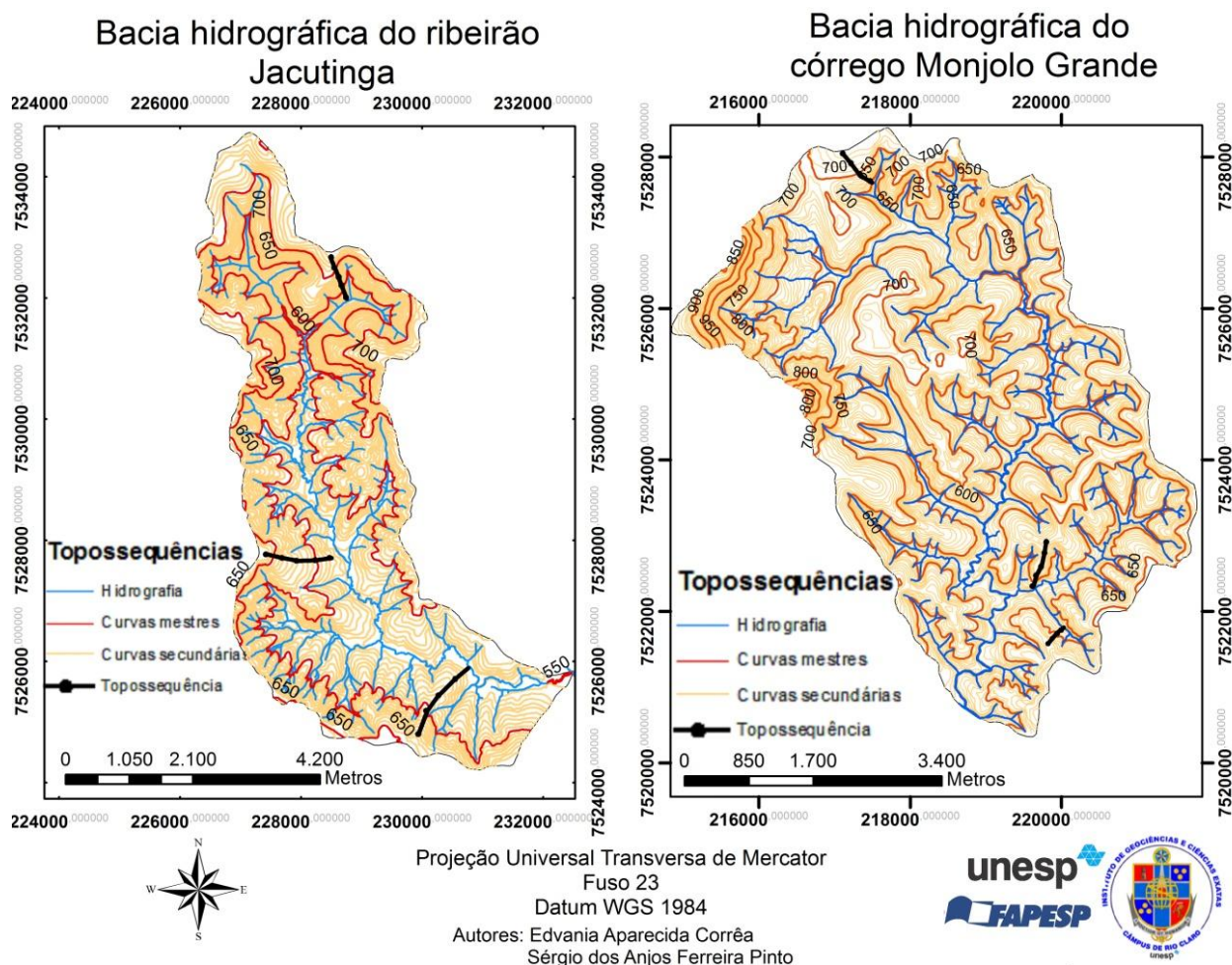


Figura 9. Metodologia elaboração do mapa pedológico.

Fundamentado no conceito de topossequência (LEPSH e BUOL, 1974), o levantamento de solos foi orientado conforme o esboço fotopedológico. As topossequências escolhidas foram aquelas que apresentaram os elementos da caracterização física (declive, quebras de declive, formas de vertente e substrato geológico) de maior representatividade nas áreas de estudo. Além das topossequências, o levantamento de solos também foi realizado em alguns pontos, onde foi verificada maior dificuldade na delimitação e determinação das unidades de mapeamento. As topossequências traçadas são apresentadas nas figuras 10a e 10b.



Figuras 10a e 10b. Topossequências realizadas para o levantamento pedológico.

Em campo, foram realizadas sondagens com trado e coletadas amostras de solo, seguindo os procedimentos da Embrapa (2013), nas profundidades de 0 a 120 cm. Para todos os pontos amostrados das topossequências, foram coletadas as coordenadas para posterior inserção junto ao Sistema de Informação Geográfica (SIG). Também foram coletadas demais informações da paisagem, como usos da terra, posições dos pontos na vertente e declividade, e realizadas descrições macromorfológicas. As amostras coletadas foram armazenadas e analisadas em laboratório, onde foram realizadas as análises granulométricas pelo método da Pipeta (EMBRAPA, 1997), utilizando como dispersante $\text{NaOH } 1 \text{ mol L}^{-1}$ e agitação lenta por 16 horas (EMBRAPA, 1997). Também foram realizadas análises químicas – pH em CaCl_2 , matéria orgânica, Al, H+Al, K, Ca e Mg trocáveis, calculando-se a soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica a pH 7 (CTC) e saturação por bases (V%) e por alumínio (m%) (EMBRAPA, 1997). Os solos foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2013), em nível de Subgrupo (3º nível), mais agrupamento textural.

Os pontos amostrados e classificados em cada topossequência foram inseridos no SIG, sendo estes comparados com as unidades de mapeamento constantes no esboço fotopedológico. Para tanto, foram utilizadas matrizes de confusão e obtidos os índices de exatidão global, exatidão do produtor, exatidão do usuário, índice Kappa geral e Kappa condicional. Os índices Kappa foram analisados segundo critério de Landis e Koch (1977).

4.3 Estimativa dos valores de perda de terra por métodos diretos

4.3.1 Localização e descrição das áreas experimentais

A escolha do local de instalação das parcelas experimentais foi realizada considerando:

- Solo/declividade: visando representar espacialmente as bacias hidrográficas, optou-se por alocar as parcelas em classes de declividade e tipos de solos de maior ocorrência em cada bacia.
- Uso da terra: as parcelas foram alocadas em áreas cujo uso da terra fosse pastagens ou cana-de-açúcar.
- Considerando que as imagens de satélite são obtidas em horários aproximados, foram selecionadas vertentes com a mesma orientação em relação à exposição solar.
- Fácil acesso: Devido ao acompanhamento periódico junto às parcelas, buscou-se alocá-las em locais de fácil acesso.
- Risco de incêndio/vandalismo: devido à permanência do experimento em campo por aproximadamente 1 ano, buscou-se alocar as parcelas em áreas que não favorecessem o risco de incêndio e vandalismo.
- Proprietários: Considerando a implantação em áreas particulares, buscou-se alocar as parcelas em locais onde houvesse a permissão por parte dos proprietários, bem como pelas usinas de Açúcar e Alcool arrendatárias.

Após a escolha das áreas, foram implantadas 11 parcelas experimentais, obedecendo ao sentido do declive, sendo 6 na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande e 5 na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga (Figura 11). O quadro 4 apresenta as descrições das parcelas em cada área de estudo.

Tabela 4. Características físicas dos locais de implantação das parcelas.

	Parcela	Cobertura	Classe de declividade	Declividade	Solos
córrego Monjolo Grande	C1M	Cana-de-açúcar	6 + 12%	12%	Cambissolo háplico, Ta eutrófico, típico, A moderado, textura franco arenosa
	SD1M	Solo exposto	6 + 12%	12%	
	P1M	Pastagem	6 + 12%	12%	Cambissolo háplico distrófico, A moderado textura franco arenosa
	C2M	Cana-de-açúcar	12 + 20%	15%	Cambissolo háplico, Ta distrófico, típico, A moderado, textura areia franca/franco arenosa
	SD2M	Solo exposto	12 + 20%	15%	
	P2M	Pastagem	12 + 20%	14%	Cambissolo háplico, Ta distrófico, típico, A moderado, textura franco
ribeirão Jacutinga	C1J	Cana-de-açúcar	3 + 6%	5%	Argissolo Vermelho Amarelo, Ta eutrófico, A moderado textura argilosa
	SD1J	Solo exposto	3 + 6%	5%	
	P1J	Pastagem	3 + 6%	5%	Argissolo Vermelho Amarelo, Ta eutrófico, A moderado, textura argilosa
	C2J	Cana-de-açúcar	6 + 12%	11%	Cambissolo háplico, eutrófico, típico, A moderado, textura argilosa
	SD2J	Solo exposto	6 + 12%	11%	

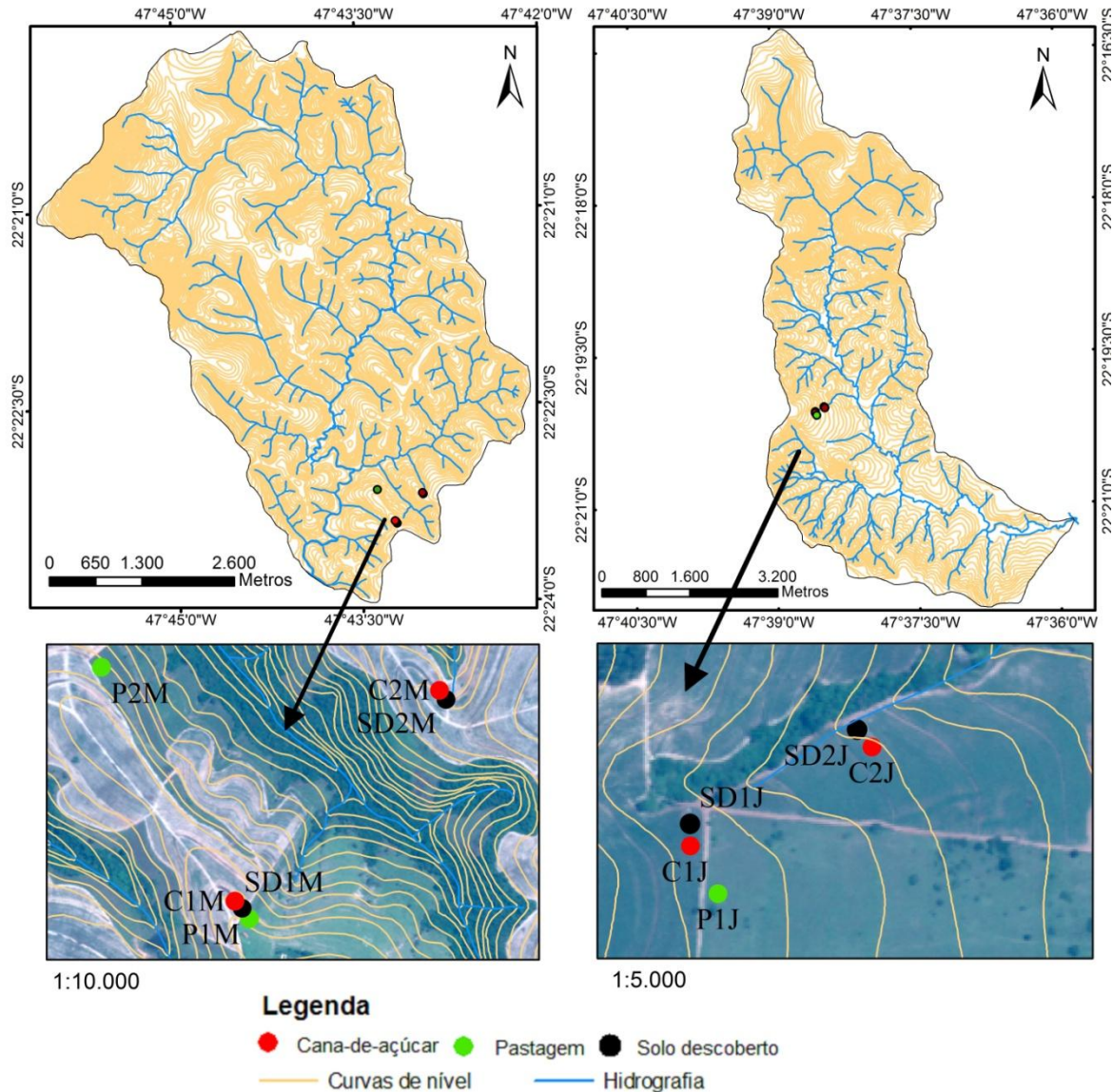


Figura 11. Localização das parcelas experimentais nas áreas de estudo.

Conforme Morgan (2005), Guerra (2005) e Viegas e Wildnet (1993), não há regras específicas quanto às dimensões das parcelas. O mínimo recomendável é 1,00 metro de largura e 10,00 metros de comprimento. Assim, considerando o cultivo de cana-de-açúcar, as parcelas experimentais foram compostas pelos seguintes materiais e dimensões:

- a) Área de captação da chuva com dimensões de 2,00 metros de largura por 10,00 metros de comprimento, com um total de 20 m², delimitadas por chapas galvanizadas de 40 cm de altura, sendo 10 cm enterrados no solo e o restante acima da superfície;
- b) Calha coletora e tubo de conexão para armazenamento e condução do material perdido por arrastamento superficial, instalados na parte inferior da parcela. Tal calha é conhecida como Gerlach Trough (calha de Gerlach), conforme Guerra (2005);
- c) Tanque coletor localizado na extremidade inferior da parcela experimental.

Nas figuras 12a e 12b são apresentadas as parcelas com cana-de-açúcar, solo descoberto e pastagem.



Figuras 12a e 12b. Parcelas experimentais de monitoramento de erosão do solo (C1J, SD1J e C1M)
(Fonte: o autor).

4.3.2 Caracterização físico-química dos solos das parcelas de monitoramento de erosão

Nas proximidades de cada parcela experimental, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-60 cm. Estas foram analisadas em laboratório, sendo obtidos os seguintes parâmetros físicos: densidade do solo (método do torrão) e das partículas (EMBRAPA, 1997); macro e microporosidade (método da mesa de tensão) e porosidade total (EMBRAPA, 1997);

condutividade hidráulica (método permeâmetro de carga constante) (EMBRAPA, 1997) e estabilidade de agregados com a aquisição do diâmetro médio ponderado (DMP) e diâmetro médio geométrico (DMG), realizada pelo método da via úmida (EMBRAPA, 1997). Também foi realizada a análise granulométrica pelo método da Pipeta, utilizando como dispersante NaOH 1 mol L⁻¹ e agitação lenta por 16 horas (EMBRAPA, 1997).

Conjuntamente, foram determinados parâmetros químicos: PH (em CaCl₂), K, Ca, Mg, Al, H+Al, Matéria orgânica, CTC, saturação por bases (V), Soma de bases (SB) e saturação por alumínio (m).

Visando comparar a capacidade de infiltração de água entre os diferentes usos da terra, foram realizados ensaios em campo em duas estações com diferentes condições pluviométricas (verão e inverno). Tal etapa foi realizada conforme os procedimentos técnicos descritos por Guerra (2005), utilizando o infiltrômetro cilíndrico proposto por Hills (1970). Tal infiltrômetro é composto por um tubo de PVC com 15 cm de altura por 10 cm de diâmetro. No interior foi fixado uma escala com 10cm (figuras 13a e 13b). O equipamento foi fixado no solo, ficando 5cm enterrado. O mesmo foi abastecido com água e demarcado, com base na escala, o nível de água registrado a cada 30 segundos (nos primeiros dois minutos) e a cada minuto (nos 28 minutos restantes) (BARBOSA, 2010). Após os registros, foi calculado, para cada minuto, o volume de água infiltrada ($V = \pi \cdot r^2 \cdot h$), onde r é o raio e h é a diferença entre altura do nível de água registrado a ser calculado e a altura registrada no minuto anterior. Após o cálculo do volume de água infiltrada por minuto foi calculada a taxa de infiltração média, conforme segue:

$$TI = Vol/t \quad (2)$$

Onde:

TI = taxa de infiltração média dada em mm/m;

Vol = volume total infiltrado em 30 minutos;

t = tempo (em minutos) de duração do experimento.



Figuras 13a e 13b. Experimento com infiltrômetro em área com cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. (Fonte: o autor e Isabel Cristina Moraes).

A determinação das taxas de infiltração do período chuvoso (verão) foi realizada para todas as parcelas em 02/01/2014. Já a determinação referente ao período seco (inverno) foi realizada em 16/06/14 e 09/08/2014. A escolha por duas datas foi devido as altas taxas de infiltração observadas na parcela P1M em 16/06/2014. Assim, foi refeita a determinação nesta parcela em 09/08/2014 visando averiguar possíveis falhas.

Visando avaliar a interferência da umidade antecedente no solo, foram coletadas, para cada período avaliado e para cada parcela, amostras de solo deformadas na profundidade de 0-20 cm. Estas foram pesadas antes e depois do processo de secagem ao ar, obtendo assim a umidade gravimétrica.

Os valores de resistência mecânica dos solos à penetração (RMP) também foram coletados nas duas estações com diferentes condições pluviométricas. Para tanto, foi utilizado o penetrômetro de impacto, modelo IAA/Planalsucar – Stolf, com peso de 7 Kg e curso de queda livre de 40 cm (figura 14). A RMP é, conforme Baver et al. (1972), um índice que agrega informações referentes às condições de compactação do solo, textura, umidade e tipo de mineral de argila.



Figura 14. Experimento com penetrômetro de impacto em área com pastagem. (Fonte: Isabel Cristina Moraes).

Considerando a importância das condições de resistência mecânica nas camadas superficiais e subsuperficiais, procurou-se, para cada ponto amostral, atingir a profundidade mínima de 50 cm. Para cada ponto, foram realizadas 3 repetições do procedimento visando verificar a existência de discrepâncias nos dados (BARBOSA, 2010). Por fim, obteve-se o índice de penetração (IP), o qual pode ser utilizado como uma medida relativa de resistência mecânica dos solos:

$$IP = n_i/p \quad (3)$$

sendo:

IP = índice de penetração (número impactos/dm);

n_i = número de impactos;

p = profundidade (dm).

Posteriormente, os dados foram transformados em resistência à penetração (MPa) por meio da equação:

$$R = (5,6 + 6,98IP) \times 0,098 \quad (4)$$

Onde:

R = resistência mecânica do solo à penetração (MPa);

IP = índice de penetração (número impacto/dm).

4.3.3 Caracterização da cobertura vegetal e manejo das parcelas experimentais

Em áreas com cultura de cana-de-açúcar, as parcelas foram implantadas após a colheita e/ou plantio, sendo que, em ambas as áreas de estudo, foi utilizado o sistema convencional de preparo do solo.

As parcelas com cana-de-açúcar, localizadas na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, foram compostas pela variedade de ciclo médio, 3ª colheita. A segunda colheita foi realizada mecanicamente em 02/06/2013, sendo mantidos os restos vegetais na superfície. Já a terceira colheita foi realizada em 30/05/2014. Assim, o ano experimental perdurou de 02/06/2013 a 30/05/2014. As atividades conservacionistas adotadas na área incluíam o plantio em nível e a construção de terraços.

Já na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, as parcelas com cana-de-açúcar foram compostas por variedade de ciclo médio, cana planta de 12 meses, sendo o plantio realizado em 22/07/2013 e o corte em 10/09/2014. É válido ressaltar que na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande a implantação das parcelas se deu após a reforma dos talhões e plantio da cana-de-açúcar. Os restos vegetais de culturas anteriores não foram mantidos na superfície. A colheita foi realizada manualmente devido às características de declividade do terreno. As práticas conservacionistas aplicadas foram plantio em curva de nível, construção de terraços e o direcionamento de água dos caminhos para terraços. Na parcela C1M o cultivo com cana-de-açúcar era realizado há 8 anos, sendo o uso anterior destinado à pastagem. Já na parcela C2M, o ano experimental coincidiu com o primeiro ano de cultivo com cana-de-açúcar, sendo o uso anterior realizado com pastagens extensivas.

As parcelas desprovidas de vegetação foram implantadas visando à comparação da dinâmica do processo erosivo entre as diferentes condições de cobertura. Também foram implantadas objetivando a determinação do Fator C.

Quanto às áreas de pastagens, foram selecionadas pastagens extensivas, as quais são predominantes em ambas as áreas de estudo. Em tais áreas, foi verificado somente o controle da taxa de lotação como prática conservacionista. As parcelas P1J e P1M são cobertas por *Paspalum notatum* (grama batatais). Já a parcela P2M é composta por gramíneas do gênero *brachiaria*.

4.3.4 Coleta e quantificação do material perdido por erosão hídrica

A coleta e a quantificação de todo o material coletado nas parcelas de monitoramento de erosão foram realizadas conforme Bertoni et al., (1975), Cogo (1978) e Bertoni e Lombardi Neto (2010).

Em cada evento erosivo, os materiais retidos nas calhas coletoras foram coletados e adicionados ao material armazenado nos tanques coletores (figura 15). Após a homogeneização de todo o material (sedimento e água), foram coletadas amostras de aproximadamente 500 ml. Ainda em campo, foram registradas as alturas das enxurradas no interior dos tanques coletores (cm) a partir da inserção do metro rígido. Posteriormente, com os valores dimensionais dos tanques coletores, foram obtidos os valores do volume de água oriunda do escoamento superficial em cada parcela (figura 16).



Figura 15. Coleta do material retido na calha coletora (Fonte: o autor).

A quantificação de todo o material proveniente do processo erosivo foi realizada pelo método da evaporação (CARVALHO et al., 2000). As amostras ficaram em repouso por 24 horas, visando à decantação do sedimento. O excesso de líquido foi passado em peneira de 0,052mm. O material restante foi levado à estufa em temperatura de 60° C, visando à evaporação e secagem do sedimento para posterior quantificação de sedimento seco. Após a secagem das amostras, foram computados os valores de perda de solo (g/m^2) para cada parcela, considerando o volume total de água nos tanques (figura 16).

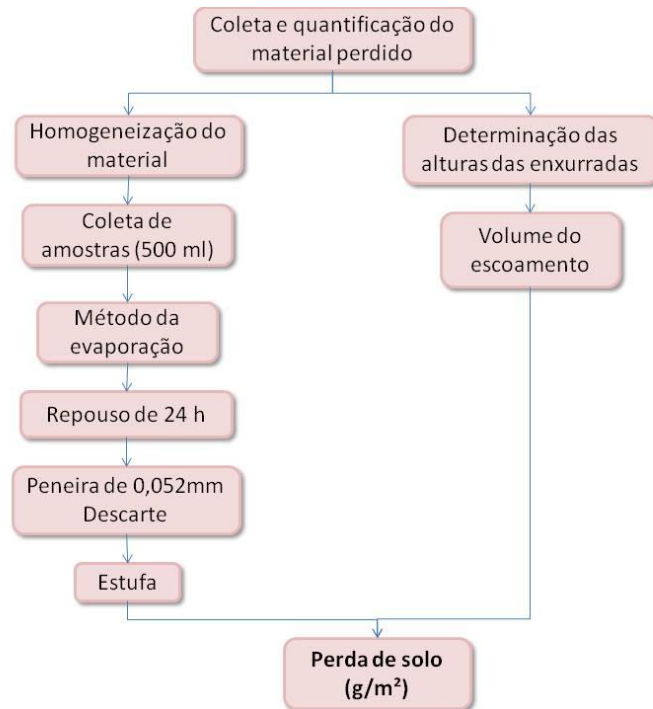


Figura 16. Metodologia para a coleta e quantificação do material perdido.

4.3.5 Determinação da Razão de Perda de Terra

Sob a perspectiva do Sensoriamento Remoto, um ciclo agrícola completo compreende as seguintes etapas: solo exposto, acúmulo de clorofila, aumento da cobertura vegetal, queda da quantidade de clorofila e solo exposto. Cada etapa do ciclo agrícola apresenta características espectrais específicas, sendo que a passagem de uma etapa para outra apresenta rápida e acentuada alteração espectral (EPIPHANIO, 1988).

Para determinação dos valores da razão de perda de terra (RPT), para posterior correlação com o fator C da MEUPS e com base na metodologia de Wischmeier e Smith (1978), estabeleceram-se 5 períodos do ano agrícola para a cultura da cana-de-açúcar. Considerando os valores de porcentagem da cobertura do solo para esta cultura, recomendados pela Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO (DOORENBOS e PRUITT, 1977; DOORENBOS e KASSAM, 1979), foram definidos os estágios presentes na tabela 5:

Tabela 5. Períodos agrícolas e respectivas porcentagens da cobertura do solo para cana-de-açúcar (soca e planta/12 meses).

Idade da planta	Cobertura do solo
meses	%
0 + 3	0 - 75
3 + 4	75 - 100
4 + 9	100
9 + 10	Início da maturação
10 + 12	Maturação

Adaptado: Doorenbos e Pruitt (1977)

Para a determinação da razão de perda de terra (RPT), foi realizado o ajuste das perdas de solo de cada parcela para o declive de $0,09 \text{ m m}^{-1}$, conforme proposto por Wischmeier e Smith (1978):

$$s = 0,065 + 4,56 \cdot \text{sen}\theta + 65,41 \cdot (\text{sen}\theta)^2 \quad (5)$$

onde:

S = fator grau do declive da USLE, definido pela relação de perda de solo entre uma parcela com declive qualquer e outra com declive de $0,09 \text{ m m}^{-1}$ (parcela-padrão);

θ = ângulo de declive do terreno.

O ajuste foi realizado multiplicando os valores de perdas de cada parcela pelo valor de s adquirido a partir da equação 5.

A RPT é a relação entre as perdas de terra da parcela com a cultura em estudo e as perdas de terra da parcela padrão, a qual é mantida descoberta em todos os estágios da cultura (PROCHNOW, 2003). Assim, para cada estágio agrícola foi utilizada a equação 6 para o cálculo da RPT (DE MARIA e LOMBARDI NETO, 1997):

$$RPT_i = \frac{ptC}{ptP} \quad (6)$$

onde:

RPT_i = Razão de perdas de terra por estágio agrícola (i);

ptC = perdas de terra na parcela com cultura (t ha^{-1});

ptP = perdas de terra na parcela padrão mantida descoberta (t ha^{-1}).

4.4 Seleção de chuvas erosivas e determinação dos índices de erosividade

Os dados de precipitação referentes ao ano experimental foram coletados a partir da estação meteorológica modelo Davis Vantage Pro 2 Plus instalada na bacia hidrográfica do Ribeirão Monjolo Grande, e a partir da estação meteorológica instalada na UNESP/Rio Claro (posto D4-112M - DAEE). Os dados da precipitação foram utilizados para calcular os totais diários, mensais e anuais nas bacias, visando à determinação do índice de erosividade da chuva, conforme Wischmeier (1959), Lombardi Neto (1977) e Cabeda (1976).

Para a seleção das chuvas erosivas, foram seguidos os seguintes critérios: chuvas com precipitação maior ou igual a 10,0mm; chuvas com precipitação menor do que 10,0mm se sua quantidade em 15 minutos for igual ou maior a 6,0mm; chuvas com energia cinética total, maior ou igual a 3,6 MJ/ha (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

A definição das chuvas individuais foi realizada conforme Cabeda (1976). Eventos pluviométricos separados por intervalo igual ou superior a 6 horas e com total pluviométrico superior a 10mm foram classificados como chuva individual. Também eventos pluviométricos separados por um intervalo de 6 horas ou mais e com até 1,00mm de precipitação neste período foram classificados como chuva individual.

A energia cinética das gotas de chuva foi determinada a partir da seguinte equação (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010):

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (7)$$

sendo:

E_c = energia cinética em Megajoule/ha-mm;

I = intensidade da chuva em mm/h.

A intensidade máxima em 30 minutos (I_{30}) de cada chuva considerada erosiva foi determinada conforme Wischmeier e Smith (1978). Assim, quando a duração total da chuva foi menor ou igual a 30 minutos, o valor de I_{30} foi considerado igual ao dobro da lâmina total precipitada. Já em eventos ocorrentes em períodos superiores a 30 minutos, foi considerado o maior valor precipitado em 30 minutos.

O índice de erosividade de cada evento erosivo foi obtido a partir da formulação proposta por Wischmeier e Smith (1978):

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

sendo:

EI_{30} = índice de erosão em MJ/ha.mm/h;

Ec = energia cinética da chuva;

I_{30} = intensidade máxima em 30 minutos (mm/h).

O índice mensal foi estimado a partir da somatória dos índices individuais de erosividade ao longo do período analisado. Já o índice total/anual foi obtido a partir da somatória dos índices mensais.

4.5 Aquisição do fator C da MEUPS para cada parcela experimental

O fator C de uma determinada cultura varia de 0 a 1. Os valores são próximos de 0 em sistemas não conservacionistas e próximos de 1 em sistemas de manejo conservacionistas (BERTOL et al., 2002). Para a determinação do fator C de cada parcela, a RPT de cada estágio foi associada aos dados da distribuição da fração da erosividade (FEI_{30}), conforme De Maria e Lombardi Neto (1997):

$$Fator\ C = \sum_{i=5}^5 RPTi \times \frac{Ri}{Rt} \quad (9)$$

Onde:

i = estágio da cultura

$RPTi$ = razão de perdas de terra no estágio i ;

Ri = erosividade no estágio i ;

Rt = erosividade total.

Na figura 17 é apresentada a metodologia para a aquisição do fator C.

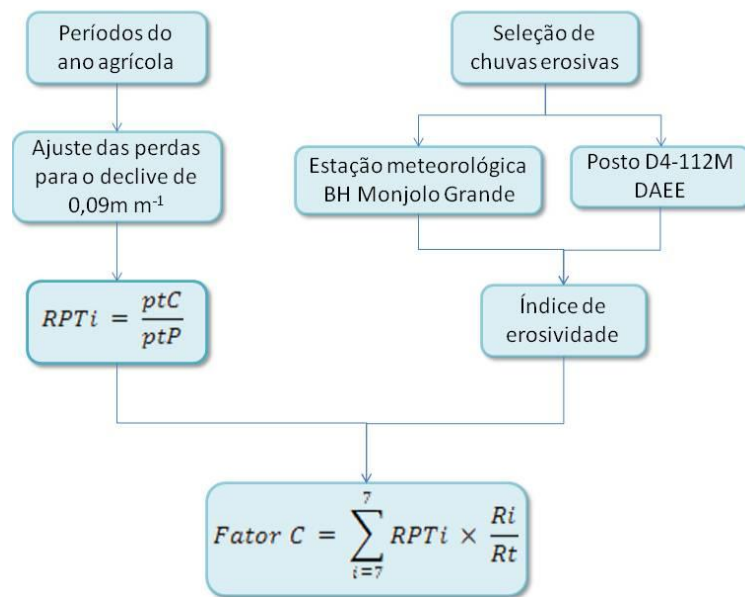


Figura 17. Metodologia para a aquisição do fator C

4.6 Determinação da tolerância de perdas dos solos

A tolerância de perdas de solo é a representação da quantidade limítrofe de solo que pode ser removida pela erosão hídrica, sem que afete os níveis iniciais de fertilidade e produtividade, por um longo período de tempo (WISCHMEIER e SMITH, 1965; BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010). Tal representação auxilia na adoção de práticas adequadas de conservação do solo, proporcionando a manutenção da produtividade ao longo do tempo.

Para os solos presentes nas parcelas, foi realizado o cálculo da tolerância de perdas de solo a partir de metodologias adaptadas para os solos brasileiros. Assim, conforme apresentado por Martins et al. (2010), foi realizada a média dos valores obtidos a partir das metodologias propostas por Lombardi Neto e Bertoni (1975), Bertol e Almeida (2000) e Galindo e Margolis (1989).

Lombardi Neto e Bertoni (1975) utilizam como parâmetros a profundidade efetiva e a relação textural entre os horizontes B e A:

$$T = h.r. 1000^{-1} \quad (10)$$

Sendo:

T = tolerância de perdas de solo t ha⁻¹ ano⁻¹.

h = profundidade efetiva do solo (mm), sendo esta limitada a 1.000 mm. Os dados foram obtidos em campo, sendo os valores arredondados, visando facilitar os cálculos.

r = efeito da relação textural entre os horizontes B e A na ponderação das perdas de solo. Ponderação de 1 para relações texturais inferiores a 1,5; entre 1,5 e 2,5 de relação textural, ponderação de 0,75, e para relações texturais superiores a 2,5, ponderação de 0,5.

1.000 = Constante referente ao período de tempo (em anos) necessário para desgastar 1000 mm de espessura de solo.

Bertol e Almeida (2000), a partir de modificações no método proposto por Lombardi Neto e Bertoni (1975), introduziram o fator relacionado à quantidade de argila no horizonte A.

$$T = h \cdot r_a \cdot 1000^{-1} \quad (11)$$

Sendo:

T , h e 1000 = mesma definição expressa no método proposto por Lombardi Neto e Bertoni (1975).

r_a = efeito da relação textural conjuntamente com o teor de argila. Para cada valor de relação textural obtida conjuntamente com os valores de argila (%) no horizonte A, foi associado um valor de r_a , sendo tal classificação apresentada na tabela 6.

É válido ressaltar que para as classes de Neossolos Quartzarênicos, os quais apresentam elevado valor de infiltração devido à pequena variação e quantidade de argila, juntamente com a ausência de um horizonte B, foi adotado o valor de r_a igual a 1,00, conforme proposto por Bertol e Almeida (2000).

Tabela 6. Valores de r_a para cada classe de relação textural e teor de argila, conforme Bertol e Almeida (2000).

Relação textural	teor de argila no horizonte A (%)	r_a
<1,5	> 40	1
	20 ÷ 40	0,9
	< 20	0,8
1,5 ÷ 2,0	> 40	0,8
	20 ÷ 40	0,7
	< 20	0,6
> 2,0	> 40	0,6
	20 ÷ 40	0,5
	< 20	0,4

r_a = efeito da relação textural conjuntamente com o teor de argila.

Galindo e Margolis (1989), além dos parâmetros utilizados por Lombardi Neto e Bertoni (1975), também utilizaram o grau de permeabilidade e os teores de matéria orgânica:

$$T = h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot 1000^{-1} \quad (12)$$

T, h, r_a , 1000 = mesma definição expressa nos métodos propostos por Lombardi Neto e Bertoni (1975) e Bertol e Almeida (2000).

m = efeito da matéria orgânica na camada superior do solo (0 - 20 cm). Para valores superiores a 50 g.kg⁻¹, entre 25 e 50 g.kg⁻¹, e inferiores a 25 g.kg⁻¹, foram associados, respectivamente, os valores 1,00, 0,85 e 0,70.

p = efeito da permeabilidade do solo. Foram associados valores variando de 0,70 (drenagem lenta) a 1,0 (drenagem rápida), sendo estes associados à classe textural e estrutura dos solos analisados, conforme apresentado na tabela 7:

Tabela 7. Classes de permeabilidade em função do teor de argila e estrutura do solo.

Teor de argila	Grau de estrutura	Classe de permeabilidade	p
>35%	Fraca	Lenta	0,7
	Moderada	Lenta	0,7
	Forte	Moderada	0,8
15% a 35%	Fraca	Moderada	0,8
	Moderada	Moderada	0,8
	Forte	Forte	0,9
< 15%	Fraca	Moderada	0,8
	Moderada	Rápida	1
	Forte	Rápida	1

(adaptado de Galindo e Margolis, 1989)

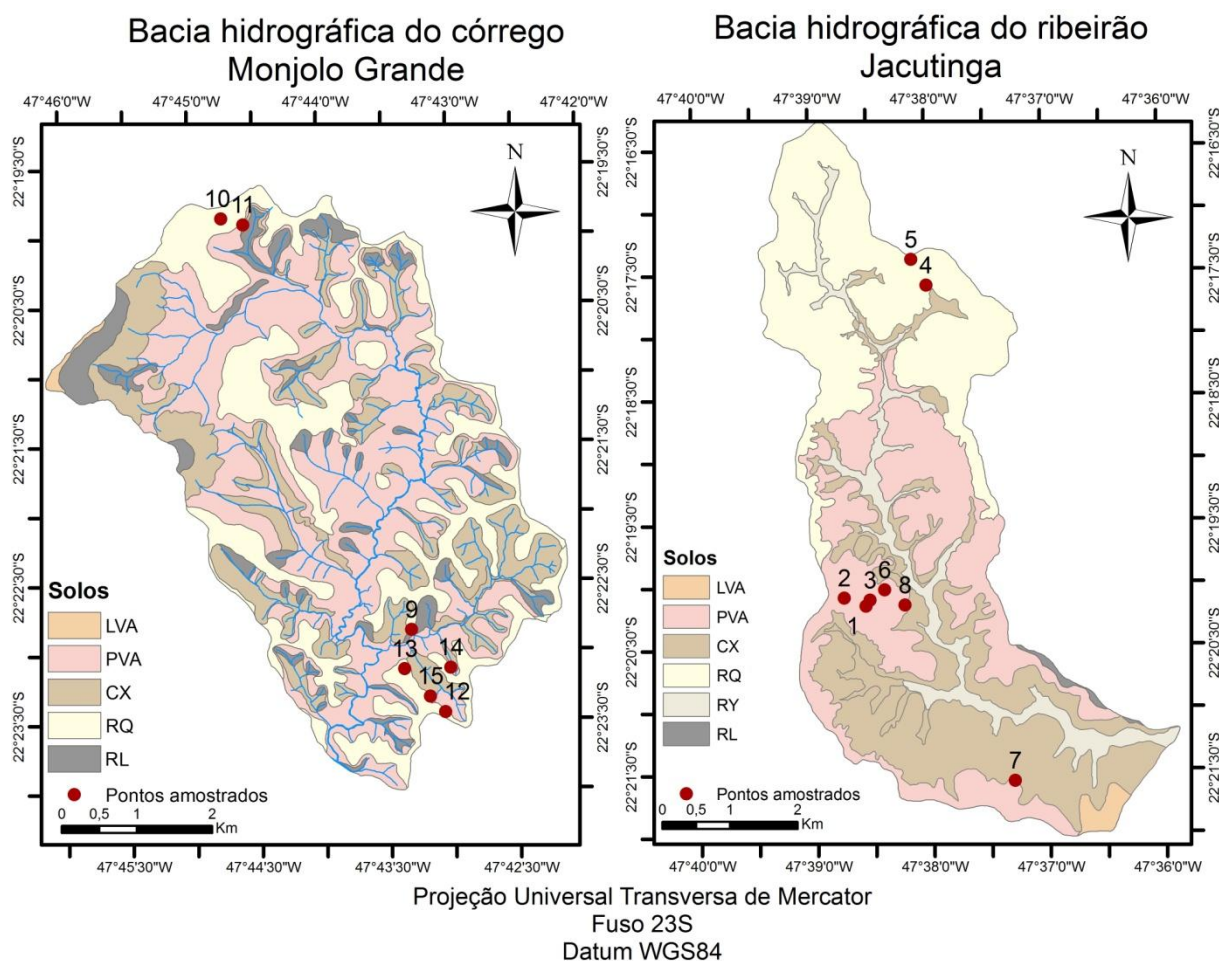
4.7 Estimativa dos fatores que compõem a MEUPS

4.7.1 Fator K: Erodibilidade

A estimativa da erodibilidade foi realizada em unidades de solos localizadas nas proximidades das parcelas e junto às topossequências traçadas no levantamento pedológico. Os solos analisados, bem como sua localização, são apresentados na tabela 8 e nas figuras 18a e 18b.

Tabela 8. Número das amostras e respectivo nome das unidades de solo.

n°	Unidade de Solo	Sigla	Localização
1	Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico, textura média, relevo suave ondulado	PVAd	BHR Jacutinga
2	Argissolo Vermelho Amarelo, Ta distrófico, textura média, relevo suave ondulado	PVAvd	BHR Jacutinga
3	Argissolo Vermelho Amarelo, eutrófico, textura argilosa, relevo suave ondulado	PVAe	BHR Jacutinga
4	Neossolo Quartzarênico órtico, típico, relevo suave ondulado a ondulado	Rqo	BHR Jacutinga
5	Cambissolo háplico Tb distrófico, textura argilosa, relevo suave ondulado	CXbd	BHR Jacutinga
6	Cambissolo háplico Tb distrófico, textura argilosa, relevo suave ondulado	CXbd	BHR Jacutinga
7	Cambissolo háplico Ta distrófico, textura argilosa, relevo suave ondulado	CXvd	BHR Jacutinga
8	Neossolo Quartzarênico órtico, relevo suave ondulado a ondulado	Rqo	BHC Monjolo
9	Neossolo Quartzarênico órtico, relevo suave ondulado a ondulado	Rqo	BHC Monjolo
10	Neossolo Quartzarênico órtico, relevo suave ondulado a ondulado	Rqo	BHC Monjolo
11	Neossolo Quartzarênico órtico, relevo suave ondulado a ondulado	Rqo	BHC Monjolo
12	Cambissolo háplico, Tb distrófico, textura média, relevo forte ondulado	CXbd	BHC Monjolo
13	Cambissolo háplico, Ta distrófico, textura média, relevo ondulado a forte ondulado	Cxvd	BHC Monjolo
14	Cambissolo háplico, Ta eutrófico, textura média, relevo ondulado a forte ondulado	CXve	BHC Monjolo

**Figuras 18a e 18b.** Localização dos pontos amostrados em ambas as áreas de estudo.

Nas amostras coletadas na profundidade 0-20cm, foram realizadas as análises granulométricas pelo método da Pipeta, utilizando como dispersante NaOH 1 mol L⁻¹ e agitação lenta por 16 horas (EMBRAPA, 1997). Também foram utilizados os valores levantados a partir das análises químicas e físicas dos solos presentes nas topossequências e nas parcelas experimentais.

Para a determinação da erodibilidade, as amostras foram separadas conforme Denardin (1990). Assim, as frações compostas por partículas maiores que 0,053mm foram separadas por peneiramento, sendo estas subdivididas em areia muito grossa (2,0 a 1,0 mm), areia grossa (1,0 a 0,5mm), areia média (0,5 a 0,25 mm), areia fina (0,25 a 0,105) e areia muito fina (0,105 a 0,053 mm).

Como método indireto de estimativa, foi escolhido o método proposto por Denardin (1990). Este é o menos impreciso para as estimativas de erodibilidade em solos brasileiros (CORRECHEL, 2004):

$$K = 0,00000748(M) + 0,00448059(P) - 0,06311750(DMP) + 0,01039567 (REL) \quad (13)$$

Sendo:

K= erodibilidade estimada, em t.ha.h/ha.MJ.mm;

M = novo silte x (novo silte + nova areia), sendo o *novo silte* a soma da fração areia muito fina (%) + fração silte (%) e a *nova areia* a soma das frações com diâmetros entre 2,0 e 0,1mm.

P = código da permeabilidade do solo, conforme a classificação proposta por Carsel e Parrish (1988). Para cada classe textural, foi associado um valor de permeabilidade conforme a tabela 9.

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

REL = multiplicação do teor de matéria orgânica (%) pelo teor da nova areia (%).

Tabela 9. Índices de permeabilidade (P), proposto por Carsel e Parrish (1988) para cada classe textural de solo.

Classes texturais	P
Arenosa, Areia Franca, Franco Arenosa	2
Franco Argilo Arenosa, Franca, Franco Siltosa	3
Argilosa, Muito Argilosa, Franco Argilo Siltosa, Franco Argilosa, Argilo Arenosa, Siltosa	4
Argilo Siltosa	5

4.7.2 Fator Topográfico

Os fatores L e S correspondem na EUPS, respectivamente, ao comprimento e grau de declive, os quais são considerados conjuntamente como fator topográfico (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2010).

Para a obtenção do Fator L foi utilizado o algoritmo proposto por Desmet e Govers (1996), o qual emprega o conceito de área de contribuição para o cálculo automático do comprimento de vertente (SILVA, 2003).

Utilizando o MDET e o SIG ArcGis 10 (conjunto de ferramentas *Spatial Analyst Tools*), primeiramente foi obtido o mapa de Direção de Fluxo, sendo este composto por oito direções distintas: 1 (Leste), 2 (Sudeste), 4(Sul), 8 (Sudoeste), 16 (Oeste), 32 (Noroeste), 64 (Norte) e 128 (Nordeste). Posteriormente, foi obtido o Mapa de Fluxo Acumulado, o qual define o número de células a montante que contribuem para uma determinada célula a jusante. Esse mapa é um dos componentes do parâmetro de “Área de contribuição” ($A_{i,j-in}$) utilizado para gerar o mapa de extensão de vertentes.

Para a aquisição do parâmetro “Direção de Fluxo” ($X_{i,j}$), foi realizada a reclassificação do Mapa de Direção de Fluxo: os valores 1, 4, 16 e 64, representantes dos pontos cardeais – L, S, O, N -, reclassificados para o valor de 0,5; e os valores de 2, 8, 32, e 128, representantes dos pontos colaterais – SE, SO, NO e NE -, reclassificados para 0,354.

Com a definição dos parâmetros provenientes da declividade, da direção de fluxo e da área de contribuição representada pelo fluxo acumulado para cada célula, o fator L foi obtido através da equação:

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}]}{(D^{m+2}) * (x_{i,j}^m) * (22,13)^m} \quad (14)$$

Onde:

$L_{i,j}$ = fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i, j);

$A_{i,j-in}$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j);

D: tamanho da grade de células (m);

$X_{i,j}$: valor da direção do fluxo;

m: coeficiente que assume os valores: 0,5 se $s \geq 5\%$ (s é o grau de declividade); 0,4 se $3\% \leq s < 5\%$; 0,3 se $1\% \leq s < 3\%$, 0,2 se $s < 1\%$.

Os dados de declividade foram obtidos com o apoio do Modelo Numérico do Terreno gerando o MDET. Com a os dados de declividade (%) e juntamente com os dados do fator L

obtidos pela equação 13, foi gerado o mapa de fator topográfico (ft) tomando como base a formulação apresentada por Bertoni e Lombardi Neto (2010):

$$ft = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (15)$$

Onde:

ft = Fator topográfico (adimensional);

L = Comprimento de vertente (metros);

S = Fator declividade (%).

4.7.3 Fator C obtido pelo mapeamento do uso da terra e associação dos valores presentes na bibliografia

Visando comparar as perdas estimadas pela MEUPS a partir do uso de dois métodos de obtenção do fator C, foi realizada a associação de cada classe de uso da terra aos valores contidos na bibliografia. Para tanto, foram utilizados os mapas de uso da terra presentes em Couto Junior (2014) e Corrêa et al. (2015). Para cada classe de uso da terra, foram associados os valores do fator C presentes em Donzeli et al. (1992):

Tabela 10. Classes temáticas de uso da terra e valores do fator C

Classes de uso da terra	fator C
Mata natural	0,00004
Pastagem	0,01
Silvicultura	0,0001
Cana-de-açúcar	0,1
Solo exposto	1

4.7.4 Fator P: práticas conservacionistas

Para as culturas de cana-de-açúcar, o fator P foi definido conforme a declividade considerando-se o plantio em nível (DONZELLI et al., 1992). Para os demais usos, considerando a ausência de práticas conservacionistas nas áreas, foi adotado o valor de 1 (Tabela 11).

Tabela 11. Classes de declividade e valores do fator P.

Uso da Terra	Classes de declividade (%)	Fator P
Cana-de-açúcar	0 - 3	0,5
	3 - 6	0,6
	6 - 12	0,8
	>12	1,0
Pastagem		1
Vegetação florestal nativa		1
Área construída		1

Adaptado de Donzelli et al. (1992).

4.7.5 Fator de escoamento superficial direto (runoff)

Conforme proposto por Williams (1975), o fator *runoff* é dado pela seguinte relação:

$$Runoff = 89,6 * (Q_{i,j} * qp_{i,j})^{0,56} \quad (16)$$

Onde:

Runoff = escoamento superficial (m³/s);

Q_{i,j} = volume do escoamento superficial em uma célula com coordenadas (i, j), para um determinado evento chuvoso (m³);

qp_{i,j} = vazão pico do escoamento em uma célula com coordenadas (i, j), para um determinado evento chuvoso (m³/s).

O fator Q é obtido pelo método da abstração, por meio da equação 16 (WILLIAMS, 1975; CHAVES, 1991):

$$Q_{i,j} = \frac{(I - 0,2Sa)^2}{(I + 0,08Sa)} \quad (17)$$

Sendo:

Q_{i,j} = volume do escoamento superficial em uma célula com coordenadas (i, j), para um determinado evento chuvoso (m³);

I = é o volume de precipitação (mm);

Sa = parâmetro de retenção da água pelas características de superfície do terreno.

Para cada área de estudo, foram selecionados 3 eventos erosivos. Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande foram selecionados os eventos pluviométricos de 110mm, 63mm e 34 mm, ocorridos em outubro/2013 e março e abril de 2014. Já na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, foram selecionados os eventos de 142mm, 63mm e 37mm,

ocorridos em novembro/2013 e março e abril de 2014. Assim, para cada evento selecionado, o parâmetro I foi substituído pelo volume precipitado.

O parâmetro de retenção (Sa) é determinado em função de: a) classe de solo, uso e manejo da terra e declividade; b) tempo, em função do conteúdo de água no solo. Assim, o parâmetro foi derivado do índice número da curva (CN) proposto por USDA-SCS (Soil Conservation Service, 2004 e 2007).

Para a determinação do CN, relacionou-se as classes de uso da terra com os grupos hidrológicos de solo por meio do método do SCS (1986). As relações estabelecidas encontram-se apresentadas nas tabelas 12 e 13.

Tabela 12. Grupos hidrológicos de solo e correspondência com classe de solo.

Classe de solo	Características	Grupos hidrológicos (SCS, 2007)
RQ RY	Solos com teor de argila menor que 10% e mais que 90% de areia, baixo potencial de escoamento superficial quando completamente úmidos, e a água transita no perfil livremente. Não há rocha nem camadas argilosas e nem mesmo densificadas até a profundidade de 1,5 m.	A
LVA	Solos com teor de argila entre 10 e 20% e de 50 a 90% de areia, baixo a moderado potencial de escoamento superficial quando completamente úmidos, e não há impedimento de água nas camadas do solo. Não pode haver pedras e nem camadas argilosas até 1,5 m.	B
PVA	Solos com teor de argila entre 20 e 40% e menos que 50% de areia, de moderado a alto potencial de escoamento superficial quando completamente úmidos, e a percolação da água no perfil é restrita. Nota-se a cerca de 60 cm de profundidade camada mais densificada que no Grupo B, mas ainda longe das condições de impermeabilidade.	C
CX RL	Solos com teor de argila maior que 40% e menos que 50% de areia, alto potencial de escoamento superficial, e a transição da água no perfil é restrita ou muito restrita. Camada densificada a uns 50 cm de profundidade ou com camada quase impermeável, por argila ou contato lítico, ou horizonte de seixos rolados.	D

Fonte: SCS (2007), organizado e adaptado por Moraes (2014).

Tabela 13. Valores da Curva-Número (CN) para diferentes usos da terra e grupos hidrológicos de solo.

Classes de uso da terra e cobertura vegetal	Grupos hidrológicos			
	A	B	C	D
Mata Ciliar (boas condições)	30	55	70	77
Reflorestamento (mata em condições médias)	36	60	73	79
Pastagem (condições médias)	49	69	79	84
Cana-de-açúcar (contorno e terraço – condições pobres)	66	74	80	82
Solo exposto	77	86	91	94
Área construída (100% impermeabilização)	98	98	98	98

Fonte: SCS (2007), organizado e adaptado por Moraes (2014).

A determinação dos valores de retenção de água pelas características de superfície do terreno (Sa), obtida para cada pixel, é descrita pela equação 18:

$$Sa = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (18)$$

O parâmetro vazão pico (qp) representa a vazão máxima que ocorre com um dado evento chuvoso. Configura-se como um indicador da força erosiva das chuvas intensas (MORAES, 2014). Foi estimado conforme proposto por SCS (1973):

$$qp_{i,j} = 0,0028 * A * \left(\frac{Q_{i,j}}{T_c} \right) \quad (19)$$

Em que:

$qp_{i,j}$ = vazão pico derivada de um hidrograma triangular hipotético (m^3/s);

$Q_{i,j}$ = volume do escoamento superficial (m^3);

A = área da bacia hidrográfica (ha). Considerou-se a área do pixel;

T_c = tempo de concentração da bacia (hora).

Para a determinação do tempo de concentração (T_c), foi utilizado o método proposto por Genovez (1993):

$$T_c = \frac{L^{0,8} * \left(\frac{1000}{CN} - 9 \right)^{0,7}}{1900 * S} \quad (20)$$

Em que:

T_c = tempo de concentração da bacia (hora);

L = extensão de vertente (adimensional);

CN = valores do índice da Curva Número;

S = grau de declividade (%).

4.8 Aquisição e tratamento de dados de Sensoriamento Remoto

4.8.1 Coleta e classificação digital de fotografias verticais para estimativa da cobertura do solo

As avaliações das taxas de cobertura vegetal foram realizadas em 23/10/13 e 21/05/14, sendo aplicado o método denominado fotocomparação (AZEVEDO et al., 2005) ou processamento digital de imagens (FERREIRA et al., 2001). Em cada parcela de

monitoramento de erosão foram adquiridas fotografias perpendiculares à superfície, em formato digital, tomando como referência um quadrante de 1m² que foi alocado na superfície. Foi utilizada uma câmera fotográfica digital disposta manualmente na posição vertical e alocada a uma distância aproximada de 2,00 metros da superfície (figura 19).



Figura 19. Aquisição das fotografias perpendiculares ao solo para obtenção da taxa de cobertura do solo (Fonte: o autor).

Em 21/05/2014, quando as culturas de cana-de-açúcar se apresentavam com idades de 9 e 11 meses (na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande e Ribeirão Jacutinga, respectivamente), foi utilizado um caminhão Munck para suspender o operador e a máquina fotográfica, respeitando uma distância de 1,50 metro acima dos dosséis. Nesta coleta, o quadrante de 1m² foi alocado nas áreas com solo descoberto, localizadas nas adjacências das parcelas experimentais, servindo como referência no processo de classificação e quantificação (Figura 21a).

Para a obtenção das cartas de cobertura, foi realizada a classificação supervisionada das fotografias digitais por meio do algoritmo de distribuição gaussiana por máxima verossimilhança (IPPOLITI RAMILO, 2002 e AZEVEDO et al., 2005), implementado no software ENVI 5.0 (Environment for Visualizing Images – Research Systems, Inc.). Para todos os cenários avaliados, foram determinadas as seguintes classes: vegetação verde, solo exposto, sombra e vegetação seca. Para cada classe determinada, foram coletadas 30 amostras de treinamento para a realização da classificação supervisionada. Após a classificação, foi aplicado o filtro majoritário (3x3 pixels) visando à exclusão dos pixels isolados.

É válido ressaltar que, nas áreas com cana-de-açúcar referente a 23/10/13, foram consideradas, como elementos de proteção/cobertura, a vegetação verde e a vegetação seca. A sombra, nesta coleta, foi considerada como elemento de não cobertura do solo, visto o período inicial de desenvolvimento das plantas. Já em 21/05/14, considerando o avançado desenvolvimento das culturas, a disposição das folhas e a geometria de iluminação, a sombra foi quantificada como elemento de proteção/cobertura do solo.

Por fim, foi realizada a avaliação da classificação através da comparação com a interpretação visual efetuada nas fotografias. Para tanto, foram selecionadas 30 amostras, independentes das amostras de treinamento, escolhidas ao acaso. Foram criadas matrizes de confusão e calculados os índices de exatidão global e Kappa Geral. O índice Kappa foi analisado conforme critério de Landis e Koch (1977).

4.8.2 Aquisição, tratamento dos dados espectrais *in situ* e obtenção dos índices de vegetação

Foram realizadas 2 leituras espectrais *in situ* dos alvos alocados nas parcelas experimentais nos meses de novembro (2013) e maio (2014).

Em todas as parcelas foram delimitados pontos fixos amostrais para a realização das leituras. Todas as leituras foram realizadas na mesma altura acima do alvo (figura 20). Para a definição da altura, foi considerado como dimensão lateral da superfície lambertiana o tamanho do pixel das imagens do satélite GeoEye (aproximadamente 1,65m). Conforme Boulomytis et al. (2011), foram aplicadas as seguintes equações:

$$x = \frac{h}{\tan(90 - \frac{\alpha}{2})} \quad (21)$$

$$A = (2 \times x)^2 \quad (22)$$

onde:

x = metade da dimensão lateral da superfície lambertiana;

h = altura existente entre o sensor e o topo do alvo;

α = ângulo de abertura para a visada do sensor;

A = área de detecção do sensor para uma superfície lambertiana quadrada.

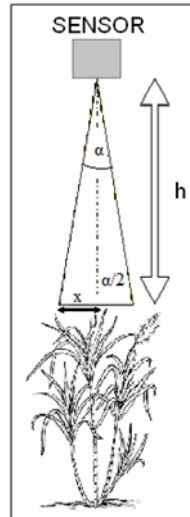


Figura 20. Ilustração para cálculo da área de detecção e da altura entre o sensor e o topo do alvo.
(Fonte: o autor)

As leituras foram efetuadas das 10:00 às 14:00 h, em períodos sem nebulosidade e sem vento, objetivando minimizar os efeitos de geometria de iluminação durante a aquisição dos dados. As medidas espectrais foram feitas com ângulo de apontamento a nadir. Foi utilizada como referência a placa *Spectralon* para a conversão dos dados de radiância espectral para reflectância. A radiância espectral para cada parcela com cana-de-açúcar foi obtida a partir da média de 5 leituras, as quais foram feitas com a mesma geometria de visada (Figura 21a). Já nas áreas com pastagens, foram coletadas 8 leituras para cada parcela e realizada a média (figura 21b). É válido ressaltar que o apontamento do sensor, nas áreas com cultivo de cana-de-açúcar, foi no centro de cada dossel.



Figuras 21a e 21b. Coletas de dados espectrais *in situ* na cultura de cana-de-açúcar e pastagem - novembro/2013 e maio/2014 (Fonte: o autor).

Foi utilizado o Espectrômetro FieldSpec Pro (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Co) do Departamento de Engenharia de Biosistemas da ESALQ/USP – Piracicaba/SP. Tal equipamento, utilizado em campo e em laboratório, realiza medições de irradiações e radiância solar. Possui resolução espectral de 1nm, operando na faixa de 350 a 1100nm e de 2nm na faixa que vai de 1100 a 2500nm.

Em novembro/2013, considerando a altura aproximada de 40 cm das plantas de cana-de-açúcar, as leituras foram realizadas sem a necessidade de suporte. Em maio/2014, devido ao avançado estágio de desenvolvimento destas culturas, as leituras foram realizadas com o auxílio de um caminhão Munck, onde foi possível assegurar a tomada das leituras com a altura necessária para imagear uma área com dimensão lateral de 1,65m (figura 21a).

É válido ressaltar que as leituras da parcela C2M, referentes ao período de maio/2014, foram descartadas devido à possível interferência das chapas de aço galvanizado nas assinaturas espectrais dos alvos.

Em laboratório, foi realizada a média de todas as curvas coletadas para cada parcela e em cada cenário avaliado. Nas médias, foi aplicada a técnica de suavização de filtragem por média móvel. Tal técnica permite que seja realizada a média entre um conjunto de dados de refletância vizinho e o comprimento de onda a ser suavizado (WATANABE, et al., 2011). Foram aplicados filtros de 3, 5, 7, 9 e 15 pontos, sendo utilizado o filtro de 15 pontos, o qual apresentou maior eficiência na correção dos ruídos. Por fim, visando detectar os intervalos do comprimento de onda com maiores variações de reflectância, foi aplicada a análise derivativa (WATANABE et al., 2011; BARBOSA, 2005). A primeira derivada do espectro é dada pela equação:

$$\frac{ds}{d\lambda_i} = \frac{s(\lambda_i) - s(\lambda_j)}{\Delta\lambda} \quad (23)$$

Em que ds é a derivada espectral; s é o sinal verdadeiro de reflectância (λ_j é o maior comprimento de onda e λ_i é o menor comprimento de onda); $\Delta\lambda$ é a separação entre as bandas adjacentes ($\Delta\lambda = \lambda_j - \lambda_i$).

Para a obtenção dos índices de vegetação, foram realizadas as médias dos valores de reflectância considerando o intervalo das bandas do satélite GeoEye. Assim, em cada parcela e para cada cenário avaliado, foram obtidos os valores médios de reflectância para a banda do azul (450 + 510nm); verde (510 + 580); vermelho (655 + 690) e infravermelho próximo (780 + 920nm).

Posteriormente, foram obtidos os índices de vegetação pela diferença normalizada para cada parcela:

$$NDVI = \frac{(\rho_{ivp} - \rho_v)}{(\rho_{ivp} + \rho_v)} \quad (24)$$

Onde:

ρ_{IVP} = Reflectância no infravermelho próximo (0,78 – 0,92 μm);

ρ_v = Reflectância no vermelho (0,65 – 0,69 μm).

Também foram obtidos os índices de vegetação ajustados para o solo (SAVI):

$$SAVI = \frac{(\rho_{ivp} - \rho_v)}{(\rho_{ivp} + \rho_v + L) * (1 + L)} \quad (25)$$

Sendo: L a constante que minimiza o efeito do solo, podendo variar de 0 a 1, sendo os valores ótimos variando de 0,25 (alta densidade de vegetação) a 1 (baixa densidade de vegetação) (HUETE, 1988).

Considerando os valores de porcentagem de cobertura do solo, obtidos por meio da classificação supervisionada de fotografias verticais, foi realizada a análise de regressão linear simples entre os valores mínimos (0%) e máximos de cobertura (100%) com os valores ótimos limítrofes da constante L (1 e 0,25). Posteriormente, foi aplicada a equação 26 em todos os valores de porcentagem de cobertura vegetal das parcelas com cultivo de cana-de-açúcar. Nas áreas de pastagens, o valor da constante L foi definido, para ambos os períodos avaliados, como sendo de 0,5 (densidade média de cobertura).

$$L = (0,0075 * \% \text{ cobertura do solo}) + 0,25 \quad (26)$$

4.8.3 Aquisição dos dados espectrais de solos

Visando avaliar a interferência dos solos na resposta espectral da vegetação obtida em nível orbital e em *in situ*, foram adquiridas assinaturas espectrais dos solos em laboratório.

Após a implantação das parcelas, foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0 a 20 cm referente a cada parcela experimental. Tais amostras foram secas ao ar e peneiradas em peneira de malha de 2 mm (HENDERSON et al., 1992), sendo obtida a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Posteriormente foram alocadas (aproximadamente 15 cm^3 de solo) em placa petri para obtenção dos dados de reflectância através do espectrômetro FieldSpec Pro (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Co) do laboratório de Sensoriamento Remoto e

Geoprocessamento Aplicado a Solos e Planejamento do Uso da Terra/LSO/ESALQ. Este espectrorradiômetro é de fibra ótica com resolução espectral de 1 nm na faixa de 350 a 2500 nm, com capacidade de efetuar mais de 30 leituras por segundo. O sensor foi alocado em posição vertical, a 8 cm de distância do alvo, sendo medida a luz refletida de uma área de aproximadamente 2 cm x 2 cm. A fonte de iluminação foi uma lâmpada halógena de 50 W, com feixe não colimado para o plano de visada, sendo esta posicionada a 35 cm do alvo e com ângulo zenital de 30°. Como padrão de referência para a calibração da radiância para reflectância, foi utilizada a placa Spectralon, considerada como padrão de 100% de reflectância (figura 22).



Figura 22. Sistema de aquisição das assinaturas espectrais das amostras de TFSA em placas petri (Fonte: Biblioteca Espectral de Solos do Brasil - BESB).

4.8.4 Aquisição e processamento das imagens orbitais

Todos os procedimentos de pré-processamento e processamento das imagens brutas dos sensores MS Ikonos e MS GeoEye foram realizadas no software ENVI 5.0.

Primeiramente, foi realizada a calibração dos números digitais para valores de radiância através da ferramenta *Radiometric Correction/Radiometric Calibration*. Posteriormente, foi realizada a ortorretificação das imagens por meio da ferramenta *Map/Ortorretification*. Para tanto, foram utilizados como modelo digital de elevação produtos do ASTER GDEM, com resolução espacial de 30 metros. Após a ortorretificação, foi realizada a mosaicagem, a partir da ferramenta *Map/Mosaicking/Georeferenced*. Por fim, visando minimizar os efeitos da atmosfera sobre as informações espectrais contidas nas imagens, foi aplicado o módulo de correção *Quick Atmospheric Correction*. Além de realizar

a correção atmosférica, tal módulo converte os valores de radiância em reflectância bidirecional.

Considerando a análise temporal dos alvos, foi realizada a retificação radiométrica (HALL et al., 1991), considerando como referência as imagens de novembro/2013. Esse método consiste na aquisição de um conjunto de dados de controle caracterizados pela baixa ou nenhuma variação em seus valores de reflectância média ao longo dos cenários analisados. A localização espacial dos pixels invariantes claros e escuros é realizada mediante o estabelecimento de uma máscara temática, onde é possível identificar todos os pixels invariantes e assim determinar os coeficientes para a retificação linear das imagens a serem normalizadas. Após a aquisição dos valores médios dos objetos claros e escuros, é realizada a determinação empírica dos coeficientes para a transformação linear de todas as imagens a serem normalizadas em relação aos dados de referência representados por um cenário previamente escolhido. Tal transformação linear é descrita pela equação 27. A transformação *Tasseled Cap* para as imagens de *Brightness* e *Greenness* foi realizada por meio da ferramenta *Transform/ Tasseled Cap*.

$$Ti = mi * xi + bi \quad (27)$$

Onde:

$$mi = (Bri - Dri) / (Bsi - Dsi);$$

$$bi = (Dri * Bsi - Dsi * Bri) / (Bsi - Dsi);$$

Ti = Imagem normalizada;

xi = Imagem original a ser normalizada;

Bri = média do conjunto de referência clara;

Dri = média do conjunto de referência escura;

Bsi = média do conjunto claro a ser normalizado;

Dsi = média do conjunto escuro a ser normalizado.

Por fim, foram obtidos os índices de vegetação pela diferença normalizada (NDVI) e índice de vegetação ajustado para o solo (SAVI), dispostos nas equações 24 e 25.

4.9 Correlações entre dados radiométricos coletados em laboratório, *in situ* e em nível orbital

Conforme Demattê (1999), o conhecimento do comportamento espectral dos solos a partir da radiometria em laboratório é um dos meios para a compreensão dos dados espectrais

coletados em nível orbital. Tal comportamento, obtido em nível de laboratório, exprime a realidade mais próxima do objeto de estudo. Da mesma maneira, a coleta de dados radiométricos dos alvos vegetais, quando respeitadas as devidas condições de coleta dos espectros, também representa a realidade mais próxima dos alvos, possibilitando assim a compreensão dos comportamentos espectrais presentes nas imagens orbitais.

A comparação entre os produtos de diferentes sensores remotos foi realizada a partir de testes de média. Para tanto, foram realizadas as médias para as bandas correspondentes aos sensores MSS Ikonos e GeoEye, visando à simulação dos dados coletados *in situ* com os dados coletados em nível orbital. Para a realização desta análise, foram utilizados os softwares Excel 2007 e Minitab 17 (SILVA e AZEVEDO, 2009).

Para a comparação entre as respostas espectrais dos alvos pelos diferentes sistemas sensores, foram obtidos os coeficientes de correlação de Pearson (r) e de determinação (r^2). As significâncias das correlações foram verificadas por meio do teste t de Student a 5% de probabilidade. Os dados também foram analisados através de gráficos de dispersão.

4.10 Análise da interferência dos solos nas respostas espectrais da vegetação

Para a diferenciação de áreas com solo exposto e vegetação, têm sido utilizados índices de vegetação. Estes permitem aumentar o contraste entre solo e vegetação, e possibilitam caracterizar e quantificar as áreas com medidas efetivas da biomassa fotossinteticamente ativa (JIANG et al., 2006; GENÚ e DEMATTE, 2010).

Os solos expostos em gráficos bidimensionais de índices de vegetação (banda vermelho versus banda infravermelho) ocorrem aproximadamente numa linha denominada "linha do solo". Assim, conforme Huete (1989), a quantidade de vegetação será proporcional à distância ortogonal euclidiana existente entre a "linha do solo" e os pontos correspondentes à vegetação.

Neste contexto, os valores de reflectância média obtidos para cada sensor e para cada parcela foram dispostos nos gráficos bidimensionais seguindo a metodologia da linha de solos (GENU e DEMATTE, 2010). A influência dos solos nas respostas espectrais da vegetação também foi avaliada pela análise derivativa.

4.11 Obtenção, comparação e validação do fator C extraído dos índices de vegetação

A relação entre o fator C obtido em cada parcela experimental e os índices de vegetação foi avaliada a partir do coeficiente de Pearson e coeficientes de determinação (r^2 e $r^2_{ajustado}$). Devido à menor correlação entre os fatores C e os valores obtidos pelo SAVI, foram utilizados os valores oriundos do NDVI.

Considerando que os valores de NDVI dos solos expostos coletados em campo e em nível orbital foram superiores a 0,1, procedeu-se à exclusão dos pixels com valores inferiores a 0. Neste contexto, os pixels excluídos são compostos por corpos hídricos, os quais, no processo erosivo, não sofrem perdas de materiais.

Tendo em vista que a cultura de cana-de-açúcar possui diferentes estágios de desenvolvimento e, conseqüentemente, diferentes comportamentos espectrais ao longo do ano agrícola, foi realizada a média dos NDVIs de cada parcela em todas as imagens coletadas ao longo do ano experimental. Cada valor médio de NDVI de cada parcela foi relacionado ao fator C anual obtido através da experimentação de campo.

Além dos valores de fator C e NDVI dos alvos presentes nas parcelas, também foram coletados valores de NDVI referentes à mata/vegetação ciliar. Assim, em todos os períodos avaliados, foi obtida a média de NDVI dos conjuntos de pixels representantes de mata/vegetação ciliar. Estes valores foram associados ao fator C de 0,00004 (DONZELI et al., 1992).

Por fim, foi aplicada análise de regressão polinomial de 2ª ordem, empregando-se o teste F ($p < 0,05$ e $p < 0,01$).

Foi aplicada a equação de regressão nas imagens orbitais de novembro/2013 e abril/2014 e obtido o fator C. Na figura 23 é apresentada a metodologia acima descrita.

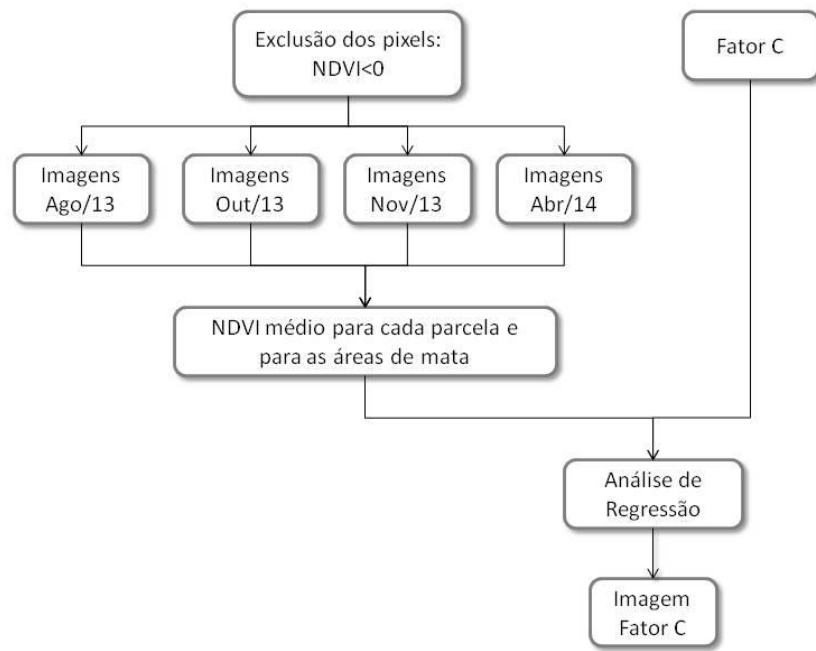


Figura 23. Metodologia para obtenção do fator C a partir das imagens NDVI

O método proposto neste trabalho também foi comparado a outros procedimentos apresentados por van der Knijff et al. (1999 e 2000) para as condições europeias e por Durigon et al. (2014) para as condições brasileiras. No método proposto por van der Knijff et al. (1999 e 2000), o fator C é calculado por meio da equação 28:

$$C_{vk} = e^{(-\alpha \frac{NDVI}{(\beta - ndvi)})} \quad (28)$$

Onde α e β são parâmetros definidos por van der Knijff et al. (1999 e 2000), sendo associados os valores de 1 e 2 respectivamente.

Já o método proposto por Durigon et al. (2014) consiste no reescalonamento dos valores de NDVI para o fator C, conforme:

$$C_r = \left(\frac{-NDVI + 1}{2} \right) \quad (29)$$

O fator C determinado nas parcelas foi utilizado para validar os dados do fator C, obtidos através do procedimento proposto neste trabalho (C_{reg}) por van der Knijff et al. (1999 e 2000) (C_{vk}) e por Durigon et. al. (2014) (C_r). Foram utilizados, como indicadores de

acurácia, o coeficiente de determinação (r^2) e o coeficiente de eficiência (E) de Nash-Sutcliffe (1970) (figura 24). Este último é dado:

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Y_o - Y_c)^2}{\sum_{t=1}^T (Y_o - \bar{Y}_o)^2} \quad (30)$$

Onde:

Y_o = Valor observado em campo;

Y_c = Valor estimado pelos modelos;

$\bar{Y}_o$ = Valor médio observado em campo;

T = Número total de condições analisadas.

O coeficiente E foi avaliado conforme Nash e Sutcliffe (1970), onde o ajuste do modelo é melhor quanto maior for a aproximação ao valor 1,0. No entanto, conforme Moriasi et al. (2007), modelos com coeficiente E superior a 0,5 são considerados satisfatórios.

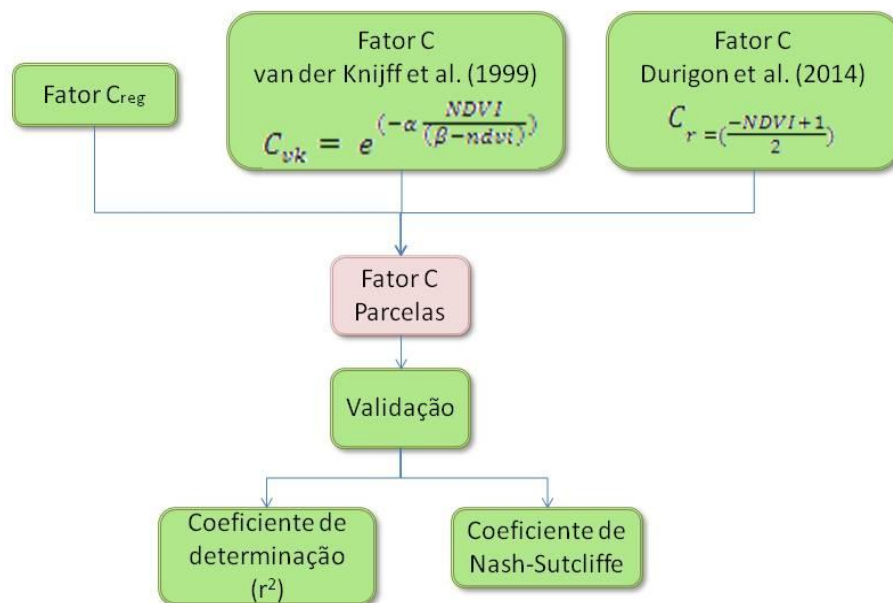


Figura 24. Metodologia para a validação do Fator C.

4.12 Validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MEUPS)

Visando comparar os valores de perdas reais com os valores estimados pela MEUPS, foram obtidos os valores de aportes de sedimentos para os eventos pluviométricos selecionados. Para tanto, foi utilizada a formulação 31, expressa conforme Williams (1975):

$$Y = (Runoff) * K * ft * C * P \quad (31)$$

Onde:

Y = aporte de sedimentos em um determinado exutório da bacia, após um evento de precipitação (toneladas);

Runoff = produção de sedimentos de um evento de chuva (m^3/s);

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

C = fator uso e manejo das culturas (adimensional). Foram utilizados os mapas de Fator C gerados pela aplicação de regressão presente no item 4.3.4 e o mapa do fator C apresentado no item 4.7.3.

ft = fator topográfico (adimensional);

P = fator práticas conservacionistas (adimensional);

A validação da MEUPS foi realizada comparando-se os valores reais de perdas e os valores estimados pela MEUPS utilizando-se 2 métodos distintos de obtenção do fator C. Foram utilizados o coeficiente de determinação (r^2) e o coeficiente de eficiência (E) de Nash-Sutcliffe (1970). Na figura 25 é apresentada a metodologia de validação da MEUPS.

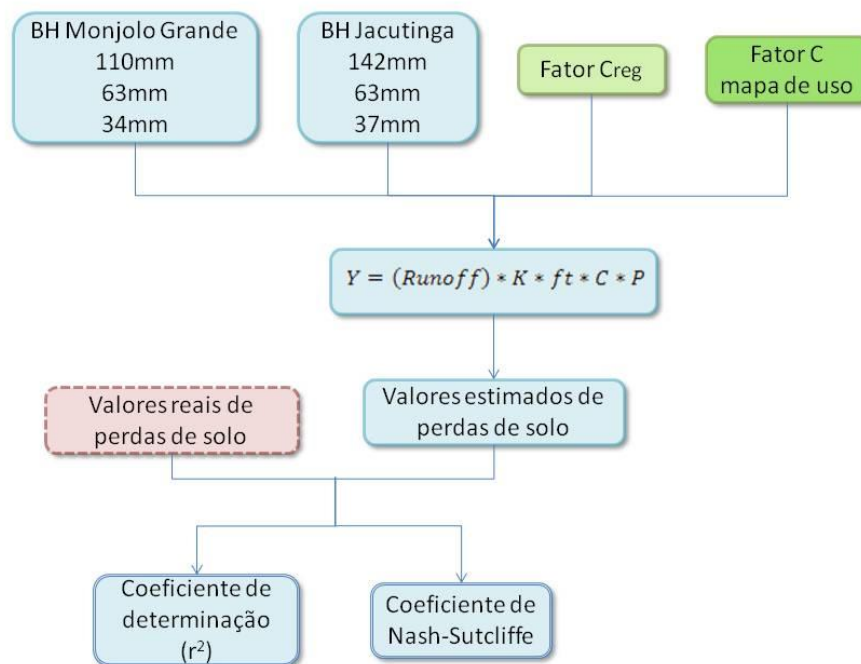


Figura 25. Metodologia para a validação da MEUPS

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande

5.1.1 Caracterização pedológica

Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande verificou-se a ocorrência de cinco classes de solos: Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos, A moderado, textura franco arenosa, relevo ondulado/forte ondulado (PVAd); Latossolos Vermelho-Amarelos, distróficos, A moderado, textura franca, relevo suave ondulado (LVAd); Neossolos Litólicos, distróficos, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado a montanhoso (RLd); Neossolos Quartzarênicos órticos, distróficos, A moderado, textura arenosa, relevo suave ondulado/ondulado (RQo), e Cambissolos Háplicos, distróficos, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado (CXbd) (tabela 14).

Tabela 14. Classes de solos e respectiva ocorrência na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande

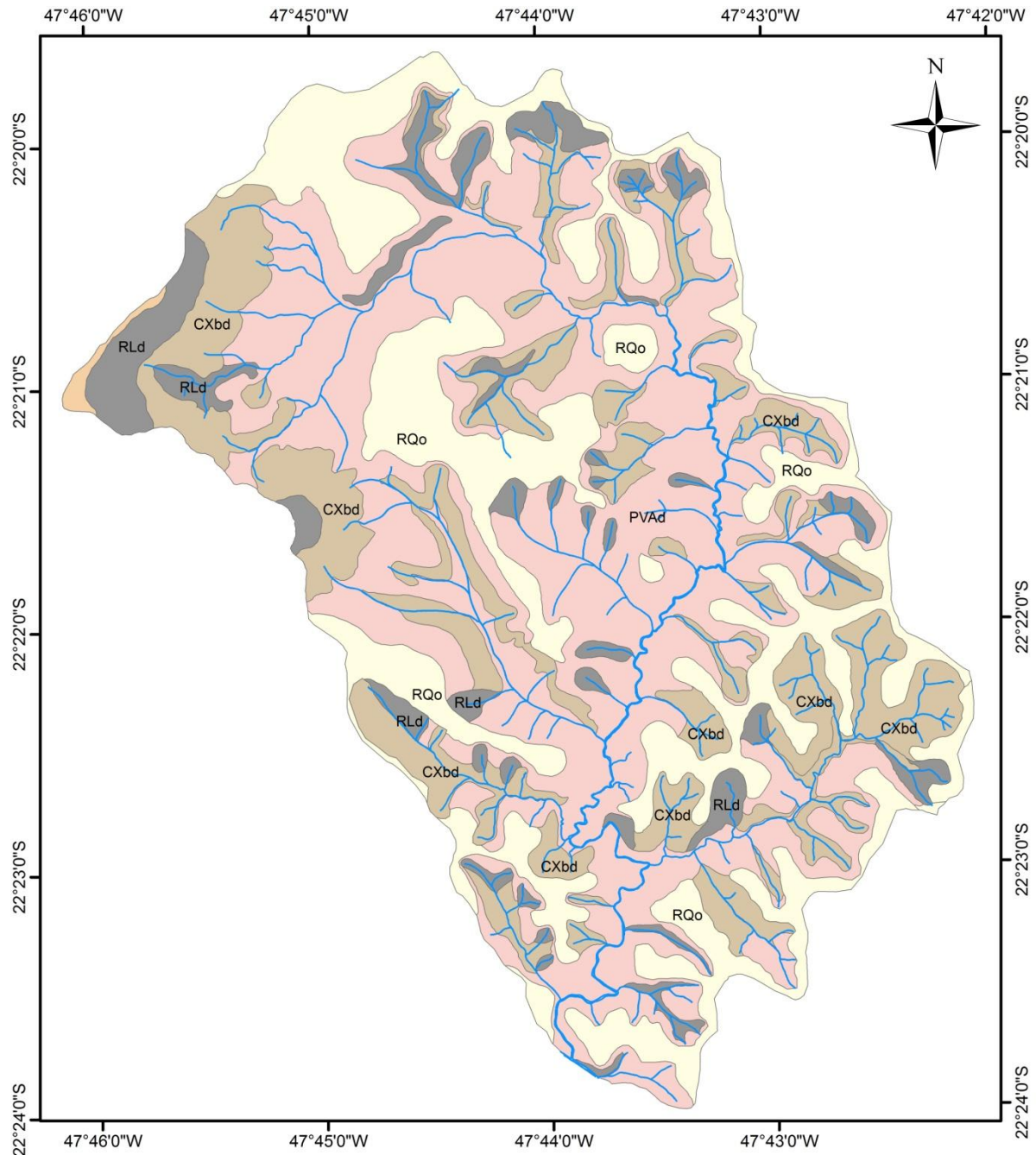
Classes de solo	Área (%)
Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, A moderado, textura franco arenosa, relevo ondulado/forte ondulado.	43,98
Latossolo Vermelho amarelo, distrófico, A moderado, textura franco, relevo suave ondulado.	0,32
Neossolo Litólico, distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado a montanhoso.	8,42
Neossolo Quartzarênico órtico, distrófico, A moderado, textura arenosa, relevo suave ondulado/ondulado.	25,17
Cambissolo háptico, distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado.	22,11
Total	100,00

Os Argissolos Vermelho-Amarelos, ocorrentes em 43,98% da área de estudo, foram observados nas áreas de média e baixa vertente. Estas vertentes possuem formatos convexos e retilíneos, com orientação de fluxo predominantemente divergente. Tal unidade de solo ocorre em relevo ondulado a forte ondulado, cujas classes de declividade variam de 15% a 45%.

Devido ao alto grau de integração entre os canais, juntamente com características de alta declividade e drenagem densa e entalhada, a área de estudo apresenta ausência de solos hidromórficos ou aluviais, visto a inexistência de planícies aluviais e terraços de inundação. Neste sentido, também foi possível verificar a ocorrência das unidades de Argissolos Vermelho-Amarelos nas áreas adjacentes ao canal do córrego Monjolo Grande (figura 26).

Os Argissolos Vermelho-Amarelos estão associados aos arenitos da Formação Pirambóia (FACINCANE, 1995). Em menor expressão, também foram observadas unidades de Argissolo Vermelho-Amarelo associadas aos siltitos e argilitos da Formação Corumbataí. Assim, há o predomínio de solos com textura franco arenosa. Em todos os pontos amostrados, referentes a esta unidade, foi identificada mudança textural abrupta entre os horizontes E e B, indicativos de horizonte B textural e baixa saturação por bases (valores variando de 7% a 44%), indicativos de distrofia. Tais solos também foram classificados com horizonte A moderado, apresentando estrutura granular (pequena agregação e fraco grau de desenvolvimento), indicativos de solos de textura predominantemente arenosa/média arenosa (anexo 1).

Considerando o alto grau de integração dos canais de drenagem e a elevada declividade do relevo, tem-se a ocorrência de solos pouco desenvolvidos, como os Cambissolos (com horizonte B incipiente) e Neossolos Litólicos. Tais unidades de solos estão localizadas nas adjacências dos canais de 1ª, 2ª e 3ª ordens, conforme classificação de Strahler (1952), juntamente com as vertentes côncavas/retilíneas e de fluxo convergente. Nos afluentes de 3ª ordem, localizados na média e baixa bacia, os quais apresentam controle estrutural representado por ângulos de confluência do tipo “reto”, no sentido W-E e E-W, tem-se a presença de Neossolos Litólicos com substrato sedimentar exposto nas margens dos canais. Também há a ocorrência destas unidades de solos associadas às formações Botucatu e Serra Geral. Tais unidades estão localizadas nas porções Norte/Nordeste da bacia, juntamente com os maciços residuais de front da cuesta arenito-basáltica, cujas declividades são superiores a 45% (figura 4b e 5b). Estas unidades de solo apresentaram textura franco argilo arenosa. Assim como os Argissolos Vermelho-Amarelos, tais unidades também apresentaram caráter distrófico e presença de horizonte A moderado (figura 26, anexo 1).



Legenda de solos

- LVAd Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, textura franco
- PVAd Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, A moderado, textura franco arenosa
- CXbd Cambissolo háplico distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa
- RLd Neossolo Litólico distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa
- RQo Neossolo Quartzarênico órtico distrófico, A moderado

Escala 1:40.000
 0 487,5 975 1.950
 Metros

Projeção Universal Transversa de Mercator
 Fuso 23 S
 Datum WGS84

Autores: Edvania Ap. Corrêa
 Isabel C. Moraes
 Sergio dos A. F. Pinto

Figura 26. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Nas áreas dos topos de interflúvios, localizadas em relevo plano a ondulado (declividades variando de 0 a 20%) e com topos marcadamente convexas e de fluxo divergente, há o predomínio de solos profundos, de textura arenosa, ao longo de todos os horizontes, bem drenados, associados à classe dos Neossolos Quartzarênicos (figura 26, anexo 1). Estes são derivados dos arenitos da Formação Pirambóia. Apresentaram, nos 20 cm superficiais, baixa CTC, baixa saturação por bases (com caráter distrófico) e, em alguns pontos de tradagem, também foi verificada toxidez por alumínio. Os teores de areia fina representam o dobro dos teores de areia grossa, indicando elevada suscetibilidade destes solos aos processos erosivos (anexo 1).

Por fim, a unidade de mapeamento referente aos Latossolos Vermelho-Amarelos encontra-se associada aos arenitos de cimentação argilosa, crostas ferruginosas, folhelhos e conglomerados da Formação Itaqueri. Tal unidade é ocorrente no topo do morro residual tabular, denominado localmente como Bizigueli, o qual é delineado pelas rochas básicas e arenitos silicificados das Formações Serra Geral e Botucatu, respectivamente. Devido aos materiais de origem, o solo desta unidade possui textura franca e horizonte A proeminente (PRADO et al. 1981).

5.1.2 Validação do mapeamento pedológico

A confiabilidade do mapeamento dos PVAd, quando da comparação com os dados de campo, apresentou exatidão do usuário e do produtor de 85,7% e 75%, respectivamente, demonstrando que o poder preditivo do método da fotopedologia em relação aos dados de campo é alto (tabela 15).

Tabela 15. Valores dos coeficientes de correlação por unidade de solo mapeada

Unidades de mapeamento	Exatidão do usuário (%)	Exatidão do produtor (%)
LVAd	100	25
PVAe	85,7	75
RQo	50	100
RLd	100	100
CXbd	100	100
Exatidão global (%)		72
Kappa Geral		0,61

LVAd: Latossolo Vermelho amarelo, distrófico, A moderado, textura franco, relevo suave ondulado; PVAe: Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, A moderado, textura franco arenosa, relevo ondulado/forte ondulado; RQo: Neossolo quartzarênico órtico, distrófico, A moderado, relevo suave ondulado/ondulado; RLd: Neossolo lítico, distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado a montanhoso; CXbd: Cambissolo háplico, distrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo forte ondulado.

Os LVAd apresentaram exatidões do usuário e do produtor de 100% e 25%. Por outro lado, os valores de exatidões do usuário e do produtor (50% e 100%, respectivamente), indicaram concordância satisfatória para as classes mapeadas como RQo. Devido às similaridades de ambas as unidades, quando do mapeamento fotopedológico (tonalidade, textura, classes de relevo e declividades, posições de ocorrência na vertente etc), os valores de concordância do mapeamento não foram satisfatórios para a unidade LVAd. Neste sentido, Demattê et al. (2011) demonstraram que tais unidades também apresentaram padrões similares quando do mapeamento por meio da fotopedologia, sendo a diferenciação realizada por meio da caracterização espectral da superfície do solo em imagens provenientes do sensor TM/Landsat 7. Assim, em casos de ocorrência de unidades de solos com características similares observadas em produtos de sensoriamento remoto e dados cartográficos, torna-se necessária a verificação em campo.

Demais unidades, como os Neossolos Litólicos e os Cambissolos, apresentaram exatidões do produtor e do usuário (100%) elevadas.

As informações de todos os pontos avaliados em campo foram condizentes com o esboço fotopedológico. Isto é demonstrado pelo Kappa Geral de 0,61, onde a mapeamento apresentou confiabilidade substancial (LANDIS e KOCH, 1977).

Assim, as informações obtidas a partir da fotointerpretação pedológica, bem como as informações geomorfométricas, obtidas a partir de produtos cartográficos e técnicas de geoprocessamento, aliadas aos conceitos pertinentes aos processos geomorfológicos ocorrentes nas vertentes e seus reflexos na paisagem e na formação dos solos, foram eficazes na caracterização e mapeamento digital dos solos. Complementar à fotointerpretação, o uso de material pedológico preexistente e o uso do Modelo Digital de Elevação do Terreno mostraram-se ferramentas consistentes, de maior agilidade em relação ao levantamento tradicional de solos e menos onerosas quanto aos recursos humanos utilizados.

5.1.3 Caracterização dos solos e perdas registradas nas PME

Os solos localizados na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, por possuírem valores superiores a 70% de areia total e inferiores a 20% de argila, são considerados como solos leves (MEDEIROS, 2006), de maior densidade e menor porosidade (tabelas 16 e 17).

Tabela 16. Distribuição das frações granulométricas nos solos, relação textural, profundidade efetiva e permeabilidade nas parcelas experimentais.

Parcelas	Solos	Prof.	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Relação textural	Prof. efetiva	Permeabilidade ¹	Declive
		cm	-----%-----					cm	(p)	%
C1M e SD1M	CX	0-20	23,4	55,2	5,5	16				
		20-40	25,2	52,2	4,5	18,2	<1,5	70	0,8	12
		40-60	26,3	48,7	4,2	20,8				
C2M e SD2M	CX	0-20	10,6	80,3	5,2	4				
		20-40	8,5	66,1	2,4	23	>2,5	70	0,8	15
		40-60	8,9	63,4	3,4	24,3				
P1M	CX	0-20	25,1	54,1	1,6	19,3				
		20-40	33,5	46,5	2,4	17,7	<1,5	70	0,8	12
		40-60	32,8	47,5	2,9	16,8				
P2M	CX	0-20	19,6	55,7	1,2	23,5				
		20-40	17,3	56	8,1	18,6	<1,5	70	0,8	14
		40-60	14,8	58,3	9,5	17,4				

¹ conforme Galindo e Margolis (1989)**Tabela 17.** Características físicas dos solos presentes nas parcelas de monitoramento de erosão.

Parcelas	Solos	Micro ⁽¹⁾	Macro ⁽²⁾	Porosidade ⁽³⁾	Densidade partículas	Densidade do solo	Condutividade Hidráulica
		-----m ³ /m ³ -----		dm ³ /dm ³	kg/dm ³	kg/dm ³	cm/h
C1M e SD1M	CX	0,3	0,13	0,42	2,6	1,508	5,065
C2M e SD2M	CX	0,24	0,21	0,45	2,71	1,4905	10,854
P1M	CX	0,32	0,15	0,47	2,52	1,3356	15,196
P2M	CX	0,32	0,14	0,45	2,62	1,441	5,427

⁽¹⁾ Microporosidade; ⁽²⁾ Macroporosidade; ⁽³⁾ Porosidade total determinada pela equação: $PT = 1 - D_s/D_p$, sendo D_s densidade do solo e D_p densidade de partículas.

Devido à textura arenosa e média arenosa, estes solos, quando comparados aos solos argilosos, possuem partículas relativamente grandes, menor quantidade de microporos e maior de macroporos. Em comparação com solos argilosos, estas características condicionam drenagem rápida, maior condutividade hidráulica, elevada aeração, pequena capacidade de retenção de água, nutrientes e matéria orgânica e pouca ou nenhuma coesão entre as partículas (tabelas 16 e 17). Assim, tais unidades de solo são bem aeradas e soltas, inférteis e propensas a seca (BRADY e WEILL, 2012).

Também apresentam, no geral, pouca matéria orgânica, pobreza em alguns nutrientes como o Cálcio (Ca^{2+}) e elevada acidez trocável por alumínio (m%) (tabela 18). As condições de fertilidade natural, apresentadas pelos solos arenosos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, juntamente com a baixa retenção de água e elevada aeração, fazem com que as plantas apresentem maior dificuldade no desenvolvimento do sistema radicular, em

extensão e profundidade. Em períodos de estiagem, tais condições fazem com que as plantas sofram estresse hídrico e apresentem produtividade limitada (KIEHL, 1979).

Tabela 18. Análise química dos solos localizados nas parcelas de monitoramento de erosão.

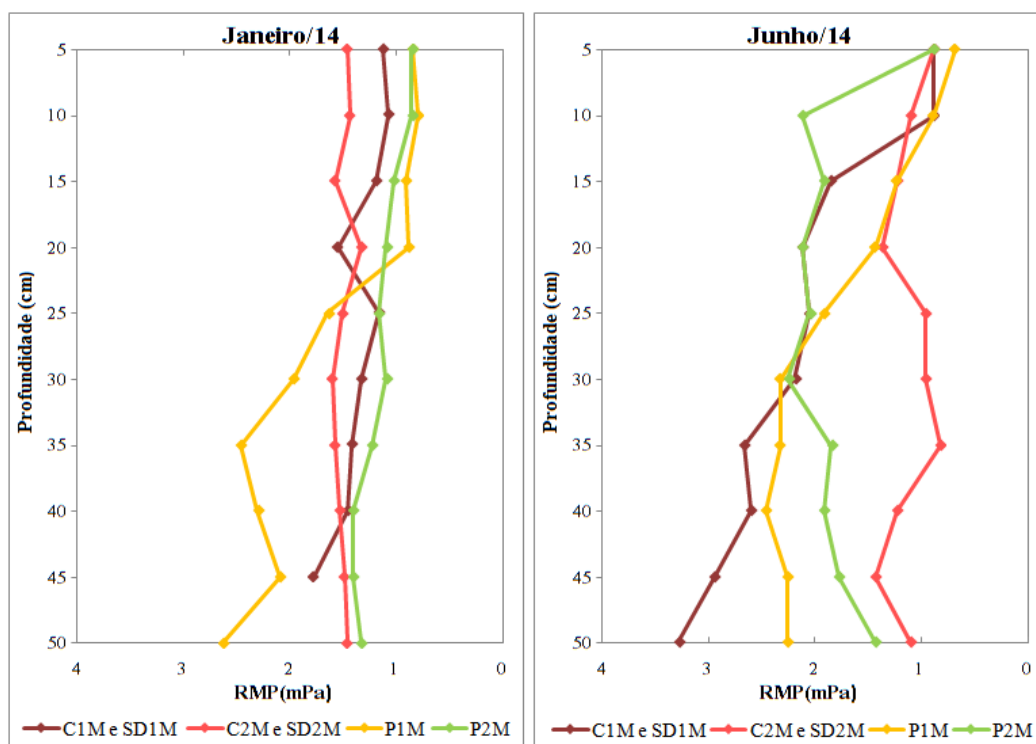
Parcelas	Solos	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	MO	CT	SB	CTC	V	m	pH
		mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³					g.kg		mmolc.dm ⁻³		%		CaCl ₂
C1M e SD1M	CX	83	7,3	25	8	8,5	22	18	10,6	40	63	64	17	5,6
C2M e SD2M	CX	17	2,4	10	3	0	28	18	10,4	15	44	35	0	4,7
P1M	CX	13	6,2	9	5	7,5	29	26	14,8	20	49	41	27	4,8
P2M	CX	7	2,2	7	5	7,7	30	17	10,1	14	44	32	35	4,9

Nas parcelas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, para ambos os períodos avaliados, a RMP variou de 1,67 mPa a 3,75 mPa. Em solos arenosos, valores de RMP variando de 6,0 a 7,0 mPa são considerados limítrofes ao pleno crescimento radicular (SENE et al., 1985). Assim, os valores de RMP obtidos demonstram boa condição ao pleno crescimento das plantas (tabela 19). As menores RMPs registradas nos solos arenosos, quando da comparação com os solos argilosos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, se devem basicamente à textura predominantemente franco arenosa e à pouca coesão entre os grãos.

Tabela 19. Umidade antecedente, RMP e taxa de infiltração nas parcelas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Solos		Umidade antecedente (%)		RMP (mPa)		Taxa de infiltração (cm ³ /s)	
		02/01/2014	16/06/2014	02/01/2014	16/06/2014	02/01/2014	16/06/2014
C1M e SD1M	CX	5,23	6,14	2,83	3,75	5,55	3,14
C2M e SD2M	CX	5,38	6,38	2,28	1,67	3,88	5,89
P1M	CX	10,46	10,52	3,24	3,01	3,28	34,67
P2M	CX	8,44	7,45	2,19	3,12	2,04	3,14

Em junho/2014, os valores de RMP foram superiores aos encontrados em jan/2014 (figuras 27a e 27b, tabela 19). Em condições de menor umidade, há um aumento da coesão entre as partículas (BELTRAME et al., 1981). Neste sentido, em junho/2014, devido ao inverno seco, as partículas, por estarem mais próximas e coesas, conferiram maior resistência à penetração.



Figuras 27a e 27b. Resistência mecânica à penetração (RMP) em janeiro/14 e junho/2014 nas parcelas experimentais localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Visando relacionar a compactação e a densidade dos solos na análise do crescimento vegetal, Reichert et al. (2003) indicaram o limite de 1,3 a 1,4 kg/dm³ para solos argilosos e de 1,7 a 1,8 kg/dm³ para os franco-arenosos. Também Kiehl (1979) afirma que valores de densidade aparente entre 1,7 a 1,8 g/cm³ são considerados impeditivos à penetração de raízes. Assim, os solos arenosos estudados não apresentaram compactação nos horizontes subsuperficiais e, conseqüentemente, os valores de densidade do solo foram inferiores aos limites supracitados (tabela 17). No entanto, quando da avaliação de unidades similares de solos sob diversos tipos de uso e manejo, as diferenças observadas nos atributos físicos são indicativos de processos de degradação.

Assim, as parcelas C1M e SD1M apresentaram os maiores valores de densidade do solo e RMP (tabelas 17 e 19) dentre as parcelas localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Devido à maior compactação causada pelos implementos agrícolas ao longo dos 8 anos de cultivo sob preparo convencional, os solos destas parcelas apresentaram a menor condutividade hidráulica e umidade do solo e maior compactação ao longo de todo o perfil (figuras 27a e 27b).

Já as parcelas P1M e P2M apresentaram maior resistência à penetração a partir dos 20 cm de profundidade, o que se deve ao pisoteio bovino efetuado continuamente ao longo de aproximadamente 20 anos.

No período de maiores índices pluviométricos, as parcelas P1M e P2M foram as que apresentaram as menores taxas de infiltração (tabela 19). Já em junho/2014, as parcelas com pastagens apresentaram aumento das taxas de infiltração devido ao maior potencial matricial de água no solo em períodos de menor índice pluviométrico. Destaca-se a parcela P1M, a qual, em junho/2014, apresentou altas taxas de infiltração ocasionadas pela maior quantidade de vegetação e raízes, maior quantidade de matéria orgânica, maior porosidade total e maior condutividade hidráulica, quando da comparação com as demais parcelas localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (tabelas 17 e 18, figuras 28a e 28b).

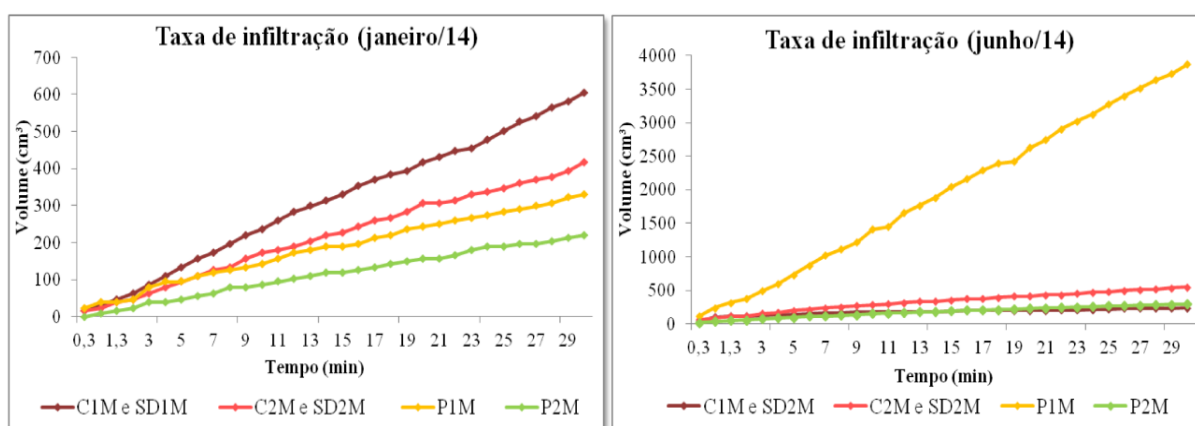


Figura 28a e 28b. Taxas de infiltração nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Maiores teores de argila nos sub-horizontes, quando em condições de maiores índices pluviométricos, ocasionam diminuição da quantidade de infiltração e maior capacidade de retenção de água. Neste sentido, as parcelas C2M e SD2M apresentaram as menores taxas de infiltração quando comparadas às parcelas C1M e SD1M em janeiro/2014. Já em junho/2014, os baixos índices pluviométricos, a maior macroporosidade, maior condutividade hidráulica e a menor RMP conferiram condições de maior capacidade de infiltração para os solos presentes nas parcelas C2M e SD2M (tabela 19, figuras 28a e 28b).

Os solos localizados na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentam elevada susceptibilidade à erosão hídrica devido à elevada porcentagem de areia fina e fraca agregação em composição. Assim, estes solos necessitam de cuidados na reposição de matéria orgânica e nutrientes nas práticas conservacionistas e no preparo (MEDEIROS, 2006).

As maiores perdas de solo registradas foram nos meses de outubro e novembro de 2013 e janeiro de 2014 (figura 29).

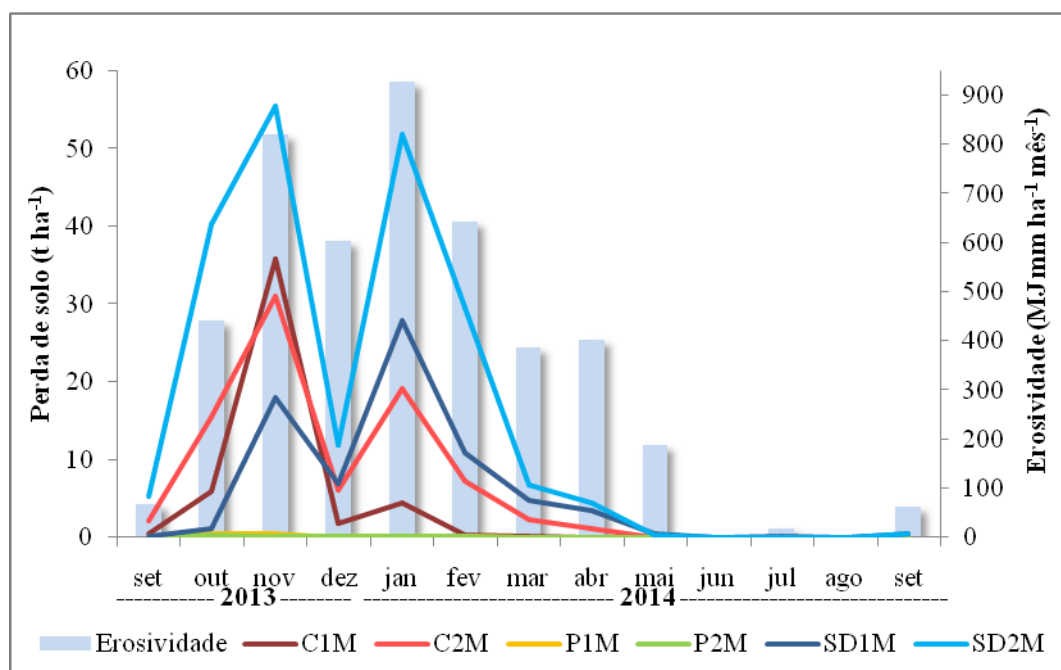


Figura 29. Perdas de solo e erosividade no período de 2013/2014 na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Como a implantação das parcelas ocorreu em agosto de 2013, e considerando que a superfície estava com poucos restos culturais e recentemente revolvida, devido à reforma dos talhões e plantio da cultura de cana-de-açúcar, tem-se o registro das maiores perdas de solo nos primeiros meses experimentais. Aliados a estes fatores, o estágio inicial de desenvolvimento da cultura de cana-de-açúcar e a ocorrência de chuvas erosivas também são fatores responsáveis pelas perdas.

Em outubro de 2013, destacam-se as chuvas erosivas registradas nos dias 01, 02 e 04, as quais resultaram em erosividade de 55,7, 205,7 e 106,3 MJ/ha.mm/h, respectivamente. Já em novembro de 2013, mês com os maiores registros de perdas de solo, ocorreram duas chuvas erosivas no dia 17, as quais registraram 12,2 mm em 1:20h e 129,8mm em 1:50h, resultando em erosividade de 27,3 e 461,6 MJ/ha.mm/h, respectivamente. As duas chuvas erosivas ocorrentes em 17/11/13 ocasionaram perdas de 2094,55, 1183,42, 803,62, 721,77, 20,72 e 3,49 g/m², respectivamente, para as parcelas SD1M, C1M, SD2M, C2M, P1M e P2M. Em outubro e novembro/2013, a ocorrência de chuvas erosivas em dias consecutivos e a maior umidade antecedente favoreceram os processos erosivos. Em janeiro de 2014 destacam-se as chuvas erosivas registradas no dia 04, com 90mm distribuídos em 1:35h, e no dia 23 com 39mm em 2:30h. Tais chuvas apresentaram erosividade de 592,2 e 265,5 MJ/ha.mm/h, respectivamente.

As perdas totais anuais de solo nas parcelas C1M e SD1M foram de 49,04 e 74,03 t ha⁻¹ ano⁻¹ e nas parcelas C2M e SD2M foram de 84,85 e 206,53 t ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (tabela 20).

Tabela 20. Tolerância de perda e perdas de solo registradas nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Parcelas	Solos	Declive %	Tolerância de perda ----- t ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----	Perda de solo
SD1M	CX	12	5,25	74,03
C1M	CX	12	5,25	49,04
SD2M	CX	15	3,35	206,53
C2M	CX	15	3,35	84,85
P1M	CX	12	5,47	1,49
P2M	CX	14	5,61	1

A elevada quantidade de areia fina associada à baixa profundidade efetiva, maior relação textural e declividade (15%) prejudicam a infiltração da água da chuva, favorecendo a formação do escoamento superficial e o transporte de partículas. Foi neste contexto que os solos presentes nas parcelas C2M e SD2M apresentaram maiores perdas quando da comparação com os solos presentes nas parcelas C1M e SD1M.

Em solos com maior quantidade de fração areia e pouca quantidade de matéria orgânica há menor armazenamento de água e, conseqüentemente, menor disponibilidade de água e nutrientes para as plantas, impossibilitando assim o pleno desenvolvimento vegetal (KIEHL, 1979). Neste sentido, a fotocomparação (cap. 5.5.1) demonstrou que a parcela C2M apresentou menor porcentagem de cobertura do solo pela vegetação em relação à parcela C1M. O menor fator de proteção vegetal, associado a maiores declives, indica que, em eventos pluviométricos erosivos, os Cambissolos da parcela C2M estavam mais suscetíveis aos processos erosivos que na parcela C1M.

Também os Cambissolos presentes nas parcelas C2M e SD2M apresentaram maior relação textural entre os horizontes superficiais e subsuperficiais quando da comparação com os solos das parcelas C1M e SD1M (tabela 20). Assim, a concentração de argila no horizonte subsuperficial ocasiona maior impedimento à infiltração de água da chuva, gerando diferenças de capacidade de infiltração entre os horizontes do solo.

Quando da comparação com os limites estimados de tolerância de perdas de solo, tem-se que as perdas registradas nas parcelas com cana-de-açúcar da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande ultrapassam o limiar de 5,25 t ha⁻¹ ano⁻¹, para os solos das parcelas C1M e SD1M, e de 3,35 t ha⁻¹ ano⁻¹, para os solos das parcelas C2M e SD2M (tabela 20). Mesmo

considerando os índices pluviométricos atípicos durante a realização da pesquisa, foram observados em campo aprofundamentos de feições erosivas lineares no segmento côncavo da vertente (figura 30a), destacamento de frações de areia fina (figura 30b), além de grande quantidade de sedimento retido nas calhas e armazenado nos coletores, os quais resultaram nos elevados valores de perdas registrados (tabela 20).



Figura 30a e 30b. Aprofundamento erosivo e destacamento de partículas em culturas com cana-de-açúcar na Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Nas condições brasileiras, Almeida (1981) e Schmidt (1989) afirmam que as perdas médias de solos quantificadas em parcelas experimentais foram de $19 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Para os cultivos de cana-de-açúcar, Bertoni et al. (1972), avaliando perdas de solo em parcelas experimentais no estado de São Paulo, estimaram perdas de $12,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Sparovek e Schnug (2001), a partir de modelagens em canaviais paulistas, estimaram perdas de $31 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Perdas de solo avaliadas em duas parcelas de cana-de-açúcar em declives de até 3%, em Latossolo Vermelho escuro fase arenosa, foram registradas por Mendes (1993), com 24,1 e 93,8g, em um evento de 50mm de chuva. Apesar das condições diversas de erosividade, solos e declividade, as parcelas com cana-de-açúcar da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentaram perdas superiores àquelas estimadas por Mendes (1993). Assim, quando da comparação com a bibliografia, tem-se que as condições de plantio, manejo e características de relevo e de solo estudadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande resultam em perdas superiores àquelas obtidas em outras condições nacionais. Assim, maior atenção deve ser dada quanto à expansão da cultura de cana-de-açúcar em áreas naturalmente susceptíveis aos processos erosivos.

É válido ressaltar que as perdas de solo obtidas junto às parcelas de monitoramento de erosão são uma estimativa aproximada das perdas reais. Tais parcelas, por serem um transecto isolado da vertente, não representam todo o escoamento superficial que se origina no topo e percorre toda a extensão da vertente (MENDES, 1993). O fator extensão de vertentes, o qual é responsável pelo aumento da velocidade do escoamento superficial, é limitado ao tamanho da parcela experimental, que, no caso do presente trabalho, foi de 10 metros.

As parcelas P1M e P2M, compostas por pastagens, foram as que apresentaram os menores valores de perdas, de 1,49 e 1,00 t ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (tabela 20). Os valores estimados de tolerância de perdas para os solos presentes nas parcelas P1M e P2M foram de 5,47 e 5,61 t ha⁻¹ ano⁻¹, demonstrando que as perdas registradas foram inferiores aos limites indicados. No entanto, devido às limitações do experimento, não foi possível quantificar as perdas reais ao longo de toda a vertente.

Assim, em campo foram observadas inúmeras feições erosivas lineares próximas das parcelas P1M e P2M (figura 31). Tais feições são provenientes do aumento da quantidade e da velocidade do escoamento superficial originado no interflúvio com consequente aprofundamento erosivo linear nos segmentos convexos/côncavos da vertente. Mesmo as gramíneas oferecendo elevada proteção ao solo e eficiência na retenção do escoamento superficial, as características de declividade, baixa profundidade efetiva do solo e elevada quantidade de areia fina, associadas à ausência de efetivas práticas conservacionistas, são os fatores responsáveis pelo surgimento de ravinas.



Figura 31. Feições erosivas lineares em áreas de pastagens localizadas na média e baixa vertente.

O aprofundamento de feições erosivas nas áreas de pastagens também é intensificado pelos processos de rastejamento (*creep* ou reptação). Assim, o manejo inadequado das

pastagens associado aos processos de rastejamento favorecem a evolução dos processos erosivos lineares, especialmente nas áreas de pastagens com maiores declives.

Feições erosivas lineares em áreas de pastagens são comuns na paisagem da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, onde se tem a predisposição natural aos processos erosivos, associada à ausência de práticas conservacionistas e a um inadequado planejamento do uso da terra.

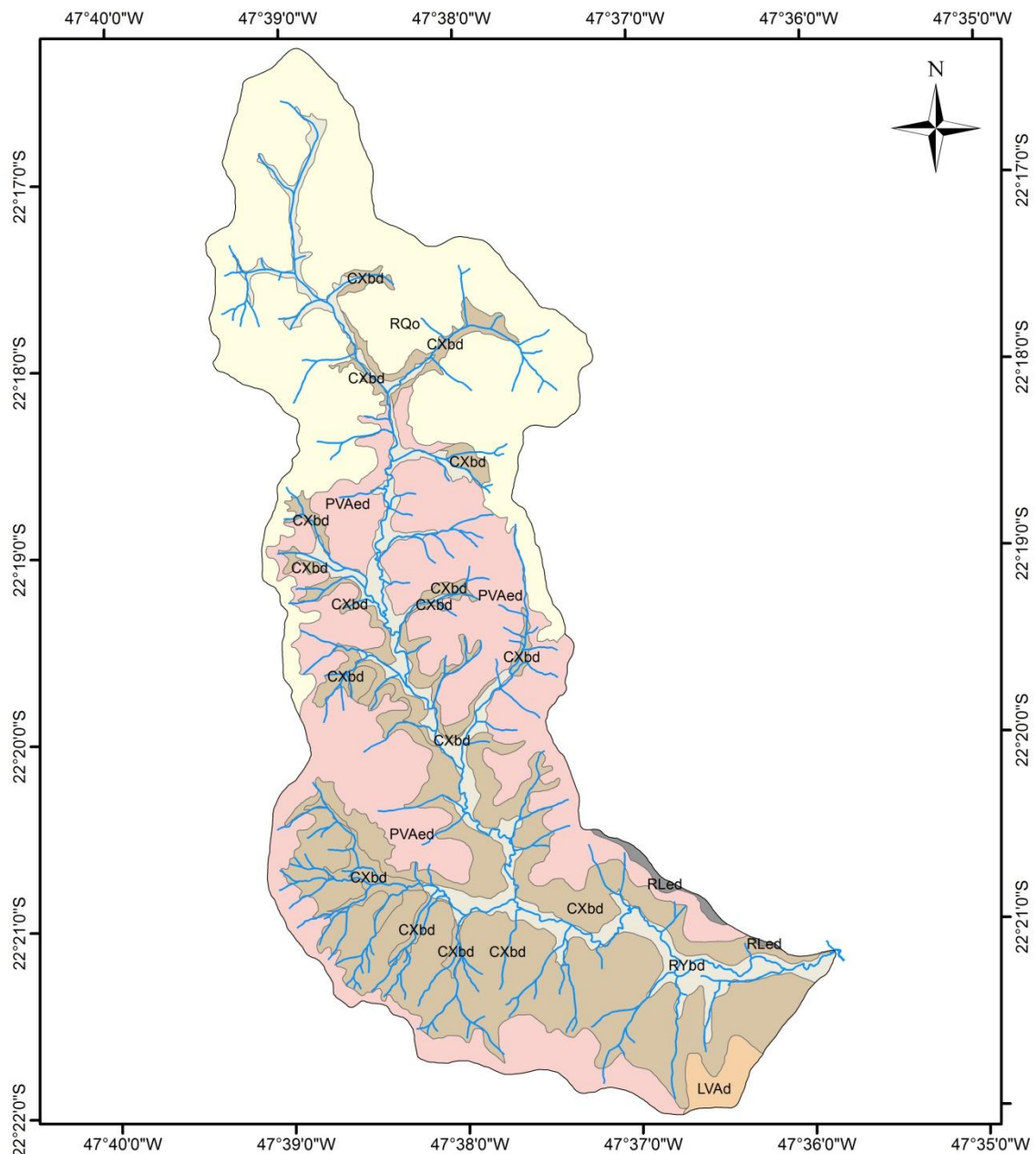
5.2 Bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga

5.2.1 Caracterização pedológica

Na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga tem-se a ocorrência de Neossolo Quartzarênico órtico, Ta distrófico, A moderado, textura arenosa, relevo suave ondulado a ondulado; Argissolo Vermelho-Amarelo, Ta eutrófico/distrófico, textura franco argilo arenosa a argilosa, A moderado, relevo suave ondulado; Neossolo Flúvico, Tb distrófico, textura argilosa, relevo plano/suave ondulado, Neossolo Litólico, distrófico/eutrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo ondulado a forte ondulado, Cambissolo háplico, Ta distrófico/eutrófico, típico, A moderado, textura franco argilo arenosa e argilosa, relevo ondulado a forte ondulado e Latossolo Vermelho-Amarelo, distrófico, textura franco argilo arenosa, relevo suave ondulado (figura 32 e tabela 21).

Tabela 21. Classes de solos e respectiva ocorrência na bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga

Classes de solo	Área (%)
Neossolo Quartzarênico órtico, Ta distrófico, A moderado, relevo suave ondulado a ondulado	30,41
Argissolo Vermelho Amarelo, Ta eutrófico/distrófico, textura franco argilo arenosa a argilosa, A moderado, relevo suave ondulado	28,94
Neossolo Flúvico , Tb distrófico, textura argilosa, relevo plano/suave ondulado	8,69
Neossolo Litólico, distrófico/eutrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa, relevo ondulado a forte ondulado	0,42
Cambissolo háplico, Ta distrófico/eutrófico, típico, A moderado, textura franco argilo arenosa a argilosa relevo ondulado a forte ondulado	30,41
Latossolo Vermelho Amarelo, distrófico, textura franco argilo arenosa, relevo suave ondulado	1,13
Total	100



Legenda de solos

- LVAd** Latossolo Vermelho Amarelo, distófico, textura franco argilo arenosa
- PVAed** Argissolo Vermelho Amarelo, Ta eutrófico/distrófico, textura franco argilo arenosa a argilosa, A moderado
- CXbd** Cambissolo háplico, Ta distrófico/eutrófico, típico, A moderado, textura franco argilo arenosa e argilosa
- RQo** Neossolo quartzarênico órtico, Ta distrófico, A moderado
- RLd** Neossolo Litólico, distrófico/eutrófico, A moderado, textura franco argilo arenosa
- RYbd** Neossolo Flúvico, Tb distrófico, textura argilosa

Escala 1:52.000

0 625 1.250 2.500
Metros

Projeção Universal Transversa de Mercator
Fuso 23 S
Datum WGS84

Autores: Isabel C. Moraes
Edvania Ap. Corrêa
Sergio dos A. F. Pinto

Figura 32. Mapa pedológico da bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga.

Os Argissolos Vermelho-Amarelos, ocorrentes em 29% da área de estudo, estão localizados nas áreas de alta, média e baixa vertentes, coincidentes com a ocorrência de relevo suave ondulado a ondulado. Tem-se a ocorrência destas unidades nas áreas da Formação Corumbataí, coincidentes com os limites de transição com a Formação Pirambóia. Devido aos materiais de origem (argilitos e arenitos), apresentaram classes texturais variando de franco argilo arenosa (alto curso) a argilosa (médio e baixo curso). Tais unidades apresentaram mudança textural abrupta entre os horizontes E e B, significativo de horizonte B textural, baixa e média saturação por bases (valores variando de 11% a 67%), indicativos de distrofia e eutrofia (anexo 2).

Ao longo dos cursos d'água de 1ª, 2ª e 3ª ordens, conforme classificação de Sthraler (1952), localizados no alto, médio e baixo cursos, coincidentes com classes de declividade variando de 12% a 40%, tem-se a ocorrência de solos pouco desenvolvidos, com horizonte B incipiente, sendo estes denominados de Cambissolo háplico. No alto curso do ribeirão Jacutinga, tais unidades apresentam textura franco argilo arenosa, associadas à formação Pirambóia. Já no médio e baixo curso, devido ao afloramento da formação Corumbataí, tem-se a ocorrência de textura argilosa (figura 32).

Também ao longo da maior parte dos cursos d'água, e em associação com a unidade dos Cambissolos háplicos, tem-se a ocorrência de solos pouco evoluídos, originados a partir do depósito de sedimentos aluviais. Estes foram denominados de Neossolos Flúvicos, Tb distrófico, textura argilosa, relevo plano a suave ondulado (figura 32).

Em associação com os arenitos da formação Pirambóia, localizados no alto curso da bacia hidrográfica, tem-se a ocorrência de Neossolos Quartzarênicos profundos. Apresentam baixos valores de CTC e baixa saturação por bases. Por serem solos compostos basicamente por areia (valores próximos a 90% de areia total e 75% de areia fina e muito fina), são solos de elevada susceptibilidade aos processos erosivos (anexo 2).

Por último, os Latossolos Vermelho-Amarelos, associados às formações Rio Claro e Corumbataí, estão localizados em divisores d'água no baixo curso do Ribeirão Jacutinga. Tais unidades estão presentes em 1,13% da área de estudo (tabela 21 e figura 32).

5.2.2 Validação do mapeamento pedológico

A confiabilidade do mapeamento das unidades pertencentes aos Argissolos Vermelho Amarelos apresentou valores de 75% e 60% para a exatidão do usuário e do produtor,

respectivamente. Assim, 60% do mapeamento desta unidade representam a realidade de campo (tabela 22).

Tabela 22. Valores dos coeficientes de correlação por unidade de solo mapeada

Unidades de mapeamento	Exatidão do usuário (%)	Exatidão do produtor (%)
LVAd	0	4
PVAed	75	60
Rqo	100	100
RLed	50	50
CXbd	38	75
RYbd	67	100
Exatidão global (%)	69	
Kappa Geral	0,66	

Já os Cambissolos Háplicos apresentaram 38% e 75% de exatidão do usuário e do produtor, respectivamente. Estas unidades são ocorrentes na média/baixa vertente e próximas às áreas com Argissolo Vermelho-Amarelo. Assim, alguns pontos antes mapeados com Argissolo Vermelho-Amarelo, em campo, foram verificados como sendo Cambissolos Háplicos.

Os Neossolos Quartzarênicos apresentaram 100% de exatidão do produtor e do usuário quando da validação. Também os Neossolos Flúvicos apresentaram 67% e 100% de exatidão do usuário e do produtor, respectivamente.

Por fim, os Latossolos Vermelho-Amarelos apresentaram 4% de exatidão do produtor, o que se deve ao baixo número de amostras coletadas (2) e à baixa ocorrência na área de estudo (tabela 22).

Quando da correlação geral dos dados presentes no esboço fotopedológico com os dados de campo (tabela 22), foi possível obter a exatidão global do mapeamento de 69% e índice Kappa geral de 0,66, sendo este último classificado como um dado de confiabilidade substancial, segundo Landis e Koch (1977).

5.2.3 Caracterização dos solos e perdas registradas nas parcelas

Os solos localizados nas parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, por possuírem teor de argila superior a 40%, são considerados, conforme Medeiros (2006), como solos pesados e de baixa condutividade hidráulica (tabela 23). Apresentam elevada capacidade de retenção de água devido à maior força de coesão entre suas partículas e maior

área superficial específica. Essa elevada área específica de adsorção possibilita a maior união das partículas de argila, fazendo com que as mesmas mantenham-se unidas em um conteúdo duro e coeso, após estarem secas. A elevada área específica também possibilita que gases e substâncias químicas sejam adsorvidas pelas partículas minerais, fazendo com que estes solos apresentem maior capacidade de retenção de nutrientes e demais elementos químicos (tabela 25) (BRADY e WEILL, 2012). Os solos argilosos, devido à ocorrência de texturas mais finas, são solos menos densos e de maior número de poros, e neles verifica-se maior presença de microporos, os quais facilitam a adsorção de água e nutrientes (tabela 24).

Tabela 23. Distribuição das frações granulométricas nos solos, relação textural, profundidade efetiva e permeabilidade nas parcelas experimentais.

Parcelas	Solos	Prof.	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Relação textural	Prof. efetiva	Permeabilidade ¹	Declive
		cm	-----%-----					cm	(p)	%
C1J e SD1J	PVA	0-20	13,5	22,1	15,1	49,3	1,5 + 2,5	80	0,7	5
		20-40	15	13,1	13,6	58,4				
		40-60	8,3	10,8	9,1	71,8				
C2J e SD2J	CX	0-20	9,5	14	35,3	41,3	<1,5	50	0,7	11
		20-40	15	8,8	34	42,3				
		40-60	16,2	6,5	36,3	41				
P1J	PVA	0-20	13,5	28	16,7	41,9	1,5 + 2,5	80	0,7	5
		20-40	8,2	18,9	17,9	55,1				
		40-60	6,3	16,8	13,5	63,4				

¹ conforme Galindo e Margolis (1989).

Tabela 24. Características físicas dos solos presentes nas parcelas de monitoramento de erosão.

Parcelas	Solos	Micro ⁽¹⁾	Macro ⁽²⁾	Porosidade ⁽³⁾	Densidade partículas	Densidade do solo	Condutividade Hidráulica
		-----m ³ /m ³ -----		dm ³ /dm ³	kg/dm ³	kg/dm ³	cm/h
C1J e SD1J	PVA	0,32	0,32	0,63	2,69	0,9953	5,427
C2J e SD2J	CX	0,38	0,13	0,52	2,6	1,248	5,427
P1J	PVA	0,32	0,17	0,49	2,65	1,3515	5,789

⁽¹⁾ Microporosidade; ⁽²⁾ Macroporosidade; ⁽³⁾ Porosidade total determinada pela equação: $PT = 1 - D_s/D_p$, sendo D_s densidade do solo e D_p densidade de partículas.

A maior capacidade de adsorção de água e nutrientes possibilita maior armazenamento de matéria orgânica, saturação por bases e capacidade de troca catiônica. Os efeitos desta maior capacidade de adsorção de água e nutrientes são observados na tabela 25, onde os solos argilosos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga apresentaram valores médios a bons de matéria orgânica, saturação por bases, quantidade de nutrientes e, conseqüentemente, maior capacidade de troca catiônica quando da comparação com os solos arenosos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Tabela 25. Análise química dos solos localizados nas parcelas de monitoramento de erosão.

Parcelas	Solos	P	K	Ca	Mg	Al	H + Al	MO	CT	SB	CTC	V	m	pH
		mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³					g.kg		mmolc.dm ⁻³		%	CaCl ₂	
C1J e SD1J	PVA	9	2,8	30	12	0	22	28	16	45	67	67	0	5,6
C2J e SD2J	CX	8	3,7	17	8	6,3	32	20	11,8	29	61	47	18	5
P1J	PVA	8	3,6	14	6	7,7	26	27	15,4	24	50	47	25	5

Por serem solos com elevado teor de argila, em condições de chuvas erosivas, são susceptíveis ao encharcamento, nos quais a aeração e o desenvolvimento das plantas ficam comprometidos. Também em condições de chuvas erosivas, são solos suscetíveis aos processos de encrostamento, acarretando na selagem superficial do solo e no aumento do escoamento superficial.

Assim, em diferentes condições de umidade do solo, foi possível constatar *in loco* a abertura de fissuras na superfície dos Cambissolos presentes nas parcelas C2J e SD2J. Tais fissuras são derivadas da presença de argilas expansivas (montmorilonita). Também ao longo de um evento pluviométrico, foi constatada a rápida formação de selo superficial (figura 33). Neste sentido, Reichert et al. (1992) verificaram que, em condições de chuva simulada, os solos argilosos e com argilas expansivas apresentaram rápida formação de selo superficial e redução da infiltração da água da chuva.

**Figura 33.** Formação de selo superficial em evento pluviométrico na parcela SD2J (Fonte: o autor).

As frações de silte juntamente com a areia fina são as partículas mais susceptíveis aos processos erosivos, visto que possuem menor capacidade de agregação quando comparadas às partículas de argilas e são mais leves quando comparadas às partículas de areia grossa (KNAPEN et al., 2007). Assim, estão mais propensas ao destacamento pelas gotas da chuva e ao transporte pelo escoamento superficial. Neste sentido, os solos da bacia hidrográfica do

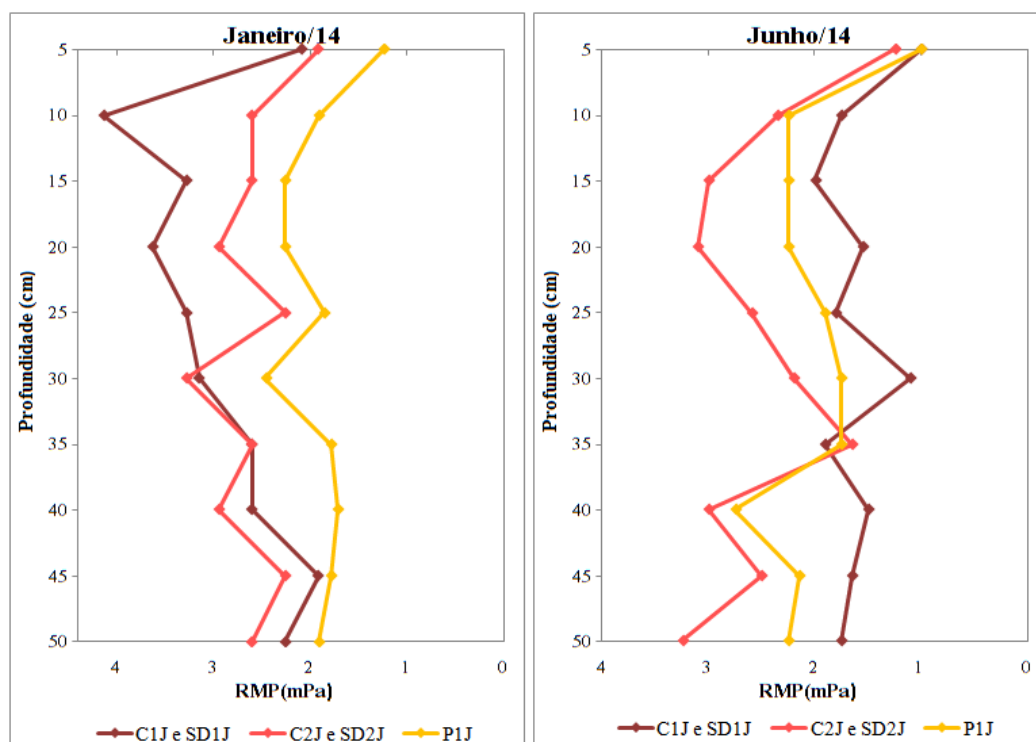
ribeirão Jacutinga, por serem solos argilosos, apresentam maior resistência à erosão que solos de textura arenosa e siltosa. No entanto, o pisoteio excessivo do gado e a mecanização dos cultivos associada às condições inadequadas de umidade do solo (PANKHURST et al., 2003) favorecem os processos de compactação nos solos argilosos (MEDEIROS, 2006). Neste sentido, a utilização do penetrômetro de impacto em campo indicou RMP variando de 3,28 a 5,24 mPa (02/01/14) e de 2,74 a 3,96 mPa (16/06/14) (tabela 26).

Tabela 26. Umidade antecedente, RMP e taxa de infiltração nas parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Solos		Umidade antecedente (%)		RMP (mPa)		Taxa de infiltração (cm ³ /s)	
		02/01/14	16/06/14	02/01/14	16/06/14	02/01/14	16/06/14
C1J e SD1J	PVA	8,72	12,71	5,24	2,74	2,65	9,55
C2J e SD2J	CX	12,68	14,43	4,65	3,96	13,51	0,37
P1J	PVA	13,47	9,91	3,28	3,33	4,28	8,81

Lapen et al. (2004) e Blainski et al. (2008) afirmam que valores de RMP superiores a 2,5mPa em solos argilosos refletem limitações ao pleno desenvolvimento radicular da maioria das culturas. Assim, os valores observados demonstram que as condições físicas dos solos (textura e densidade), aliadas à compactação dos mesmos pela mecanização da cultura de cana-de-açúcar e pelo pisoteio excessivo do gado, proporcionam restrições ao pleno crescimento radicular, à infiltração e à condutividade hidráulica (CAMARGO e ALLEONI, 1997).

Nas áreas com cultivo de cana-de-açúcar (figuras 34a e 34b) verificou-se maior RMP na profundidade de 10 a 35 cm. Os elevados valores registrados nas camadas superficiais (0 a 15cm) se devem à presença do sistema radicular, não sendo representativos de uma camada de impedimento (CASAGRANDE, 2001). No entanto, a maior RMP registrada entre 15 e 35 cm se deve à presença da camada de maior impedimento derivada do preparo do solo e do tráfego de máquinas agrícolas.

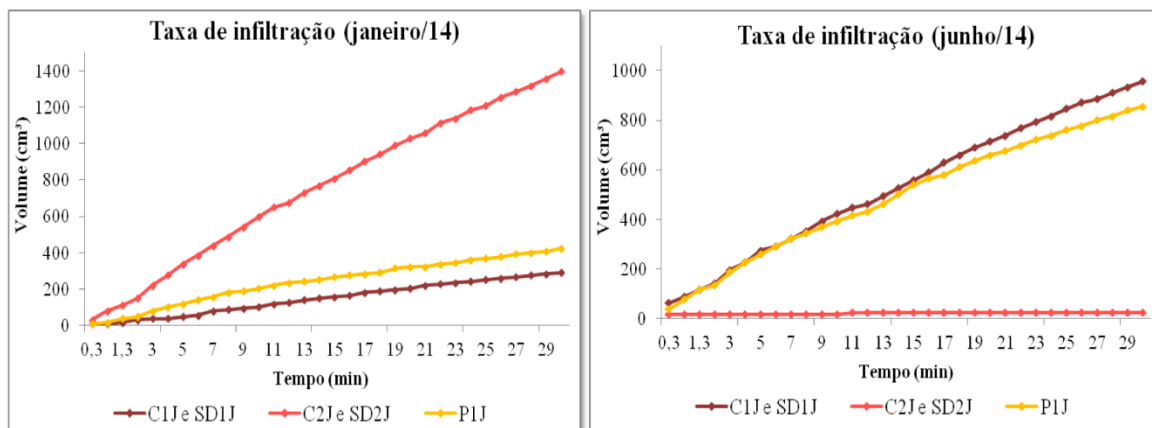


Figuras 34a e 34b. Resistência mecânica à penetração (RMP) coletada em janeiro/14 e junho/2014 nas parcelas experimentais localizadas na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Quando da comparação entre as parcelas com cana-de-açúcar, observou-se em janeiro/2014 maiores valores de RPM nas parcelas C1J/SD1J e em junho/2014 nas parcelas C2J/SD2J. Em junho/14, devido à recente colheita da cana-de-açúcar, foram observadas marcas de pneus nas proximidades da parcela C2J. Assim, a ação dos implementos agrícolas durante a colheita ocasionou o aumento da RMP na parcela C2J e SD2J (figura 34b).

Já a parcela P1J apresentou, no geral, menores valores de RMP quando comparada às áreas com cultivo de cana-de-açúcar. A maior RMP foi verificada nos primeiros 30 cm de profundidade, o que se deve à maior compactação efetuada pelo pisoteio bovino.

A compactação dos solos ocasiona reduções nas taxas de infiltração de água no solo e na condutibilidade hidráulica da camada compactada, promovendo o aumento do escoamento superficial e da erosão hídrica do solo. Neste sentido, quando da avaliação das taxas de infiltração no período de elevada pluviosidade, os solos localizados nas proximidades da parcela C1J e P1J apresentaram baixas taxas de infiltração (2,65 e 4,28 cm³/segundo, respectivamente), o que se deve à estrutura maciça dos solos aliada à elevada porcentagem de argila nos horizontes superficiais e subsuperficiais e à compactação efetuada pelo manejo de cana-de-açúcar mecanizada e pisoteio bovino (figura 35a). Além disto, a mudança textural abrupta dos argissolos no horizonte B dificulta os processos de infiltração.



Figuras 35a e 35b. Taxas de infiltração nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Por outro lado, a elevada taxa de infiltração verificada na proximidade da parcela C2J ($13,5\text{cm}^3$) em janeiro/2014 se deve às características físicas intrínsecas destes solos, onde a presença de argilas expansivas, em superfícies secas, ocasiona o surgimento de fendas de contração (figura 35a e tabela 26). Assim, quando da instalação do infiltrômetro, cuja superfície do solo se encontrava com pouca cobertura morta, foi observada a formação de fissuras na superfície. Em junho/14, devido à recente colheita da cana-de-açúcar, maior compactação do solo, manutenção de grandes quantidades de cobertura morta na superfície e, conseqüentemente, maior umidade do solo, foram registradas as menores taxas de infiltração na parcela C2J ($0,37\text{ cm}^3/\text{segundo}$) (figura 35b)

Já as parcelas C1J/SD1J e P1J, em junho/2014, apresentaram comportamento associado à maior expressão do potencial matricial de água no solo, quando em condições de solo mais seco, provenientes do período de baixa pluviosidade.

Quando da observação da figura 36, tem-se que, após a implantação das parcelas, as maiores perdas de solo registradas foram nos meses de novembro/13 e março/14.

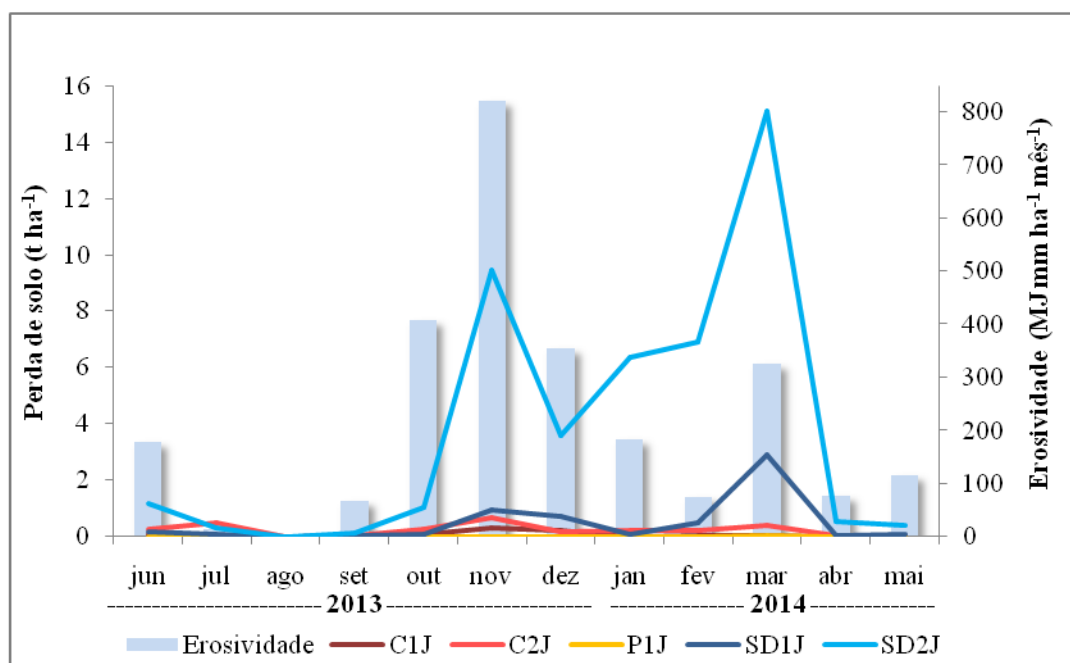


Figura 36. Perdas de solo e erosividade mensal no período de 2013/2014 na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

O mês de novembro/2013 registrou os maiores índices pluviométricos e, consequentemente, os maiores valores de erosividade, de 732,5 MJ/ha.mm/h (Figura 36). Neste sentido, Bertoni e Lombardi Neto (2010) afirmam que, quanto maior a intensidade de uma chuva, maior será a capacidade desta em romper os agregados do solo. Também García-Ruiz et al. (2015) elucidam que a precipitação média de um evento erosivo não é um bom preditor dos índices de erosão do solo, sendo mais confiável a utilização da erosividade, a qual utiliza como um dos parâmetros a intensidade da chuva. Deste modo, destaca-se a chuva ocorrida em 17/11/13, cuja erosividade foi de 488,8 MJ/ha.mm/h, precipitação total de 129,8mm em 1:50 h e as perdas de 12,9, 0,77, 603,1 e 46,1 g/m² para as parcelas SD1J, C1J, SD2J e C2J, respectivamente.

Já as maiores perdas registradas no mês de março/14 se devem à ocorrência de dois eventos chuvosos erosivos no dia 01/03/14 e um no dia 02/03/2014, os quais resultaram em uma erosividade total de 182,4 MJ/ha.mm/h. Quando um solo encontra-se seco, necessita-se maior quantidade de tempo para o mesmo se umedecer e permitir o início do escoamento superficial (SEQUINATTO et al., 2006; BEUTLER et al., 2003). Neste contexto, a maior umidade antecedente derivada da ocorrência de chuvas erosivas em períodos consecutivos favoreceu o processo de desagregação e transporte de partículas pelo escoamento superficial. Tal condição possibilitou o registro das maiores perdas de solo de todo o período (figura 36).

Hodges e Bryan (1982) e Sirvent et al. (1997), avaliando perdas de solo no Canadá e na Espanha, concluíram que a umidade antecedente foi um fator independente na produção de sedimentos, visto que os solos apresentavam baixa capacidade de retenção e armazenamento de água. No entanto, nas condições brasileiras, com predomínio de um clima quente e úmido, a sucessão de dias chuvosos no mês de março proporcionou maior quantidade de umidade aos solos, favorecendo a ocorrência do escoamento superficial e, conseqüentemente, auxiliando na produção de sedimentos. A erosividade nos meses de outubro, novembro e dezembro/13 foi superior àquela registrada em março, contudo a sequência de eventos chuvosos definiu a maior perda de solo. Assim, em climas quentes e úmidos, a sequência de eventos chuvosos, juntamente com o uso e manejo da terra, são um dos principais fatores responsáveis pelas perdas de solo.

Além da variabilidade da erosividade, a variação de perdas de solo registrada entre as parcelas experimentais também se deve às diferenças nas condições da cobertura vegetal, declividade e nas características físico-químicas dos solos (tabelas 23, 24, 25 e 26).

Na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, as perdas de solo registradas foram de 0,80 e de 5,61 t ha⁻¹ ano⁻¹ nas parcelas C1J e SD1J, e de 2,76 e 45 t ha⁻¹ ano⁻¹ nas parcelas C2J e SD2J, respectivamente (tabela 27). Apesar das parcelas com cana-de-açúcar apresentarem menores valores de perdas quando da comparação com as parcelas descobertas, tem-se que o estágio inicial de desenvolvimento da cana-de-açúcar, associado à presença de palhada, proporcionou proteção parcial da superfície do solo frente aos processos de destacamento e transporte de partículas do solo pelo escoamento superficial.

Tabela 27. Tolerância de perda e perdas de solo registradas nas parcelas experimentais da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Parcelas	Solos	Declive	Tolerância de perda	Perda de solo
		%	----- t ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----	
SD1J	PVA	5	6,07	5,61
C1J	PVA	5	6,07	0,8
SD2J	CX	11	4,15	45
C2J	CX	11	4,15	2,76
P1J	PVA	5	6,92	0,05

A parcela P1J foi a que apresentou os menores valores (0,05 t ha⁻¹ ano⁻¹), o que se deve à elevada proteção que as gramíneas oferecem ao solo, bem como à eficiência destas na retenção do escoamento superficial. Esse fato já foi constatado por outros trabalhos desenvolvidos nas condições brasileiras, com destaque para os estudos de Mendes (1993) e Coelho (2005).

Além da condição da cobertura vegetal, as características físico-químicas dos solos presentes nas parcelas SD1J/C1J e SD2J/C2J também proporcionaram a amplitude das perdas na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Os solos das parcelas C2J e SD2J, por apresentarem elevados teores de silte (acima de 34%), são mais susceptíveis aos processos erosivos (tabela 23). Também elevados valores de RMP associados à menor profundidade efetiva e microporosidade dos solos presentes nas parcelas C2J e SD2J fazem com que ocorra menor infiltração da água da chuva e, conseqüentemente, maior escoamento superficial. Associados a todos estes parâmetros, o menor teor de matéria orgânica, o qual proporciona menor estabilidade dos agregados (GOVERS et al., 1990), juntamente com a maior declividade, a qual proporciona o aumento da velocidade e da quantidade do escoamento superficial (MORAES et al., 2001), também são fatores responsáveis pelo comportamento erosivo dos Cambissolos presentes nas parcelas C2J e SD2J (tabela 24). Por fim, a presença de argilas expansivas e a maior susceptibilidade à formação do selo superficial favorecem a redução das taxas de infiltração. Assim, da combinação de todas as características físico-químicas, tem-se que os Cambissolos das parcelas C2J e SD2J são os mais susceptíveis aos processos erosivos, os quais apresentaram as maiores perdas em relação às demais parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Quanto à tolerância de perdas, foram obtidos valores de $4,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para os Cambissolos das parcelas C2J e SD2J; $6,07 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para os Argissolos das parcelas C1J e SD1J e $6,92 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para os Argissolos da parcela P1J (tabela 27). Quando da comparação com as taxas de perdas de solo, tem-se que todas as parcelas com cobertura vegetal apresentaram perdas inferiores aos limites estimados na tolerância de perdas de solo. Por outro lado, as características físico-químicas dos Cambissolos presentes na parcela SD2J, maior declividade e a ausência da cobertura vegetal foram responsáveis pela perda de $45 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ referente ao período 2013/2014.

No geral, o uso da terra bem como o manejo realizado na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga promoveram perdas inferiores aos limites de tolerância de perdas de solo. No entanto, verifica-se a ocorrência de compactação nos horizontes subsuperficiais que impedem a infiltração da água da chuva e promovem a formação do selo superficial. Assim, da associação de argilas expansivas, tem-se o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, das perdas de solo. Neste contexto, as áreas compostas por Cambissolos e localizadas na média e baixa vertente, com declives superiores a 6%, devem ser mantidas cobertas, evitando-se assim o rápido depauperamento dos solos. Por serem solos formados predominantemente por silte e argila, são solos que perdem grandes quantidades das frações

mais reativas. Tais perdas reduzem a fertilidade natural e a capacidade de agregação destes solos.

5.3 Determinação dos índices da Erosividade

Em relação aos totais pluviométricos mensais, os meses com maiores índices pluviométricos (dezembro/13 e janeiro/fevereiro/14) apresentaram redução de 27% em relação à média histórica do posto D4-112. Da comparação com as médias históricas de postos localizados nos arredores do município de Ipeúna, a estação meteorológica instalada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentou redução de 29% nos totais pluviométricos mensais registrados (figura 37).

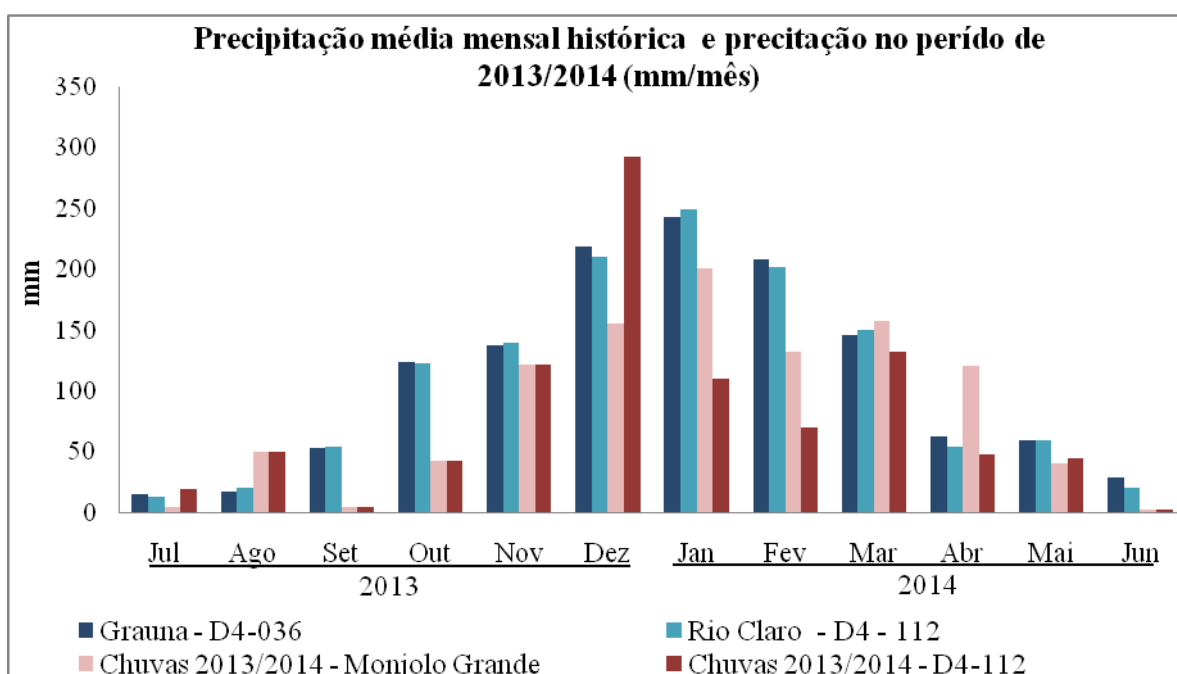


Figura 37. Precipitação média mensal histórica e precipitação no período de 2013/2014 (mm/mês).

Considerando que a erosividade está associada com a intensidade e duração das chuvas, tem-se menor poder erosivo das chuvas na safra 2013/2014. Assim, os valores estimados de perdas de solo estão associados aos valores menores de erosividade. Neste sentido, Beutler et al. (2003), ao avaliarem as perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de preparo e manejo, e sob chuva natural, verificaram que as diferenças nos valores anuais de perdas foram derivadas da variação da erosividade nos anos experimentais.

Os valores de erosividade por evento, mensal e anual, referentes ao período de coleta dos dados de perdas de terra e água encontram-se apresentados nas tabelas 28 e 29 e nas figuras 38 e 39.

Tabela 28. Chuvas erosivas e erosividade mensal na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Chuvas erosivas e Índice de erosão (EI30) - BH Monjolo Grande					
Data	precipitação total	Duração	I30	EI30	Erosividade mensal
	mm	horas	mm	MJ/ha	MJ/ha/mês
17/09/2013	22,4	08:40	7,4	68,27	68,27
01/10/2013	17,6	04:29	9,6	55,72	
02/10/2013	38,2	06:40	21,0	205,77	
04/10/2013	26,2	08:50	9,0	106,37	
17/10/2013	6,6	00:20	13,2	12,14	
23/10/2013	11,2	00:45	21,6	33,89	
27/10/2013	14,6	01:10	12,2	28,42	442,30
04/11/2013	50,2	12:10	8,0	151,13	
06/11/2013	27,2	12:30	3,2	60,67	
17/11/2013	12,2	01:20	9,2	27,29	
17/11/2013	129,8	01:50	82,2	461,60	
25/11/2013	14	02:59	5,6	31,90	
29/11/2013	38	06:20	16,8	88,76	821,34
07/12/2013	21,8	01:05	31,2	88,96	
10/12/2013	24,8	03:15	29,6	104,13	
11/12/2013	11,6	03:40	8,8	43,30	
15/12/2013	12,8	00:45	51,2	105,10	
22/12/2013	18,2	01:35	25,6	88,08	
28/12/2013	24,2	02:05	41,6	140,63	
31/12/2013	8,4	01:20	13,6	34,63	604,83
04/01/2014	90,8	01:35	121,6	592,19	
13/01/2014	10,6	00:15	42,4	33,95	
23/01/2014	39,2	02:30	47,2	265,53	
24/01/2014	9,2	00:15	36,8	35,28	926,96
14/02/2014	15,2	01:25	26,0	77,80	
16/02/2014	58,6	05:45	61,2	434,13	
23/02/2014	20	02:10	37,6	83,26	
27/02/2014	6,8	00:10	27,2	19,56	
28/02/2014	7,8	00:15	31,2	27,75	642,50
01/03/2014	28,6	02:10	32,8	145,55	
01/03/2014	15,8	01:05	24,0	58,14	
19/03/2014	6,4	00:10	25,6	16,92	
21/03/2014	10	06:45	8,8	30,56	
31/03/2014	32,6	00:40	60,8	136,38	387,55
01/04/2014	34	01:10	66,8	145,97	
09/04/2014	22,4	00:40	40,8	84,89	
15/04/2014	16,4	02:45	17,2	74,92	
22/04/2014	19	02:50	15,2	96,73	402,51

22/05/2014	34,8	16:20	12,0	188,52	188,52
01/09/2014	10,4	09:40	5,8	32,65	
03/09/2014	16,8	07:50	3,8	29,46	62,11
Erosividade Anual (MJ/ha/ano)					4546,89

Tabela 29. Chuvas erosivas e erosividade Mensal no Posto D4-112M (DAEE)

Chuvas erosivas e Índice de erosão (EI30) - Posto D4 112M (DAEE)					
Data	Precipitação total	Duração	I30	EI30	Erosividade mensal
	mm	horas	MJ	MJ	
11/06/2013	13	04:10	21,2	36,05	
12/06/2013	10,6	02:20	16	28,12	
17/06/2013	19,2	02:20	29,2	57,22	
26/06/2013	11,2	09:30	7,2	22,23	
30/06/2013	15,6	03:40	10,4	34,15	177,76
21/07/2013	7,2	00:20	28,8	13,53	13,53
17/09/2013	22,4	08:40	14,8	68,27	68,27
01/10/2013	17,6	04:29	19,2	55,72	
02/10/2013	38,2	06:40	42	205,77	
04/10/2013	26,2	08:50	18	106,37	
17/10/2013	6,6	00:20	26,4	12,14	
27/10/2013	14,6	01:10	24,4	28,41	408,41
04/11/2013	50,2	12:10	16	151,13	
06/11/2013	27,2	12:30	6,4	60,67	
17/11/2013	12,2	01:20	18,4	27,29	
17/11/2013	129,8	01:50	164,4	461,6	
25/11/2013	14	02:59	11,2	31,9	
29/11/2013	38	06:20	33,6	88,76	821,34
07/12/2013	14,8	04:00	12	36,96	
10/12/2013	12,4	03:10	14,8	31	
11/12/2013	11,8	04:20	7,2	25,81	
20/12/2013	76,2	01:30	158	239,12	
25/12/2013	11,2	01:20	21,2	22,89	355,77
04/01/2014	24,4	00:30	97,6	75,82	
15/01/2014	15,6	04:50	14	48,5	
23/01/2014	21,6	04:40	17,6	59,76	184,07
23/02/2014	7	00:20	28	12,91	
26/02/2014	14,2	02:50	19,2	41,9	
28/02/2014	12	07:40	10	20,71	75,52
01/03/2014	30	04:40	24,4	89,68	
01/03/2014	10,4	00:50	19,2	14,59	
02/03/2014	25,6	02:20	25,4	78,15	
09/03/2014	7	00:20	28	13,08	325,08

11/03/2014	19	12:40	10,4	58,85	
12/03/2014	6,2	00:20	24,8	10,65	
19/03/2014	10,6	02:40	8	20,73	
21/03/2014	16	04:30	12,8	39,34	
15/04/2014	15,8	05:30	6,4	25,41	
22/04/2014	22,4	02:30	16,8	51,03	76,44
23/05/2014	37,4	10:30	14,8	114,89	114,89
Erosividade Anual (MJ/ha/ano)					2621,08

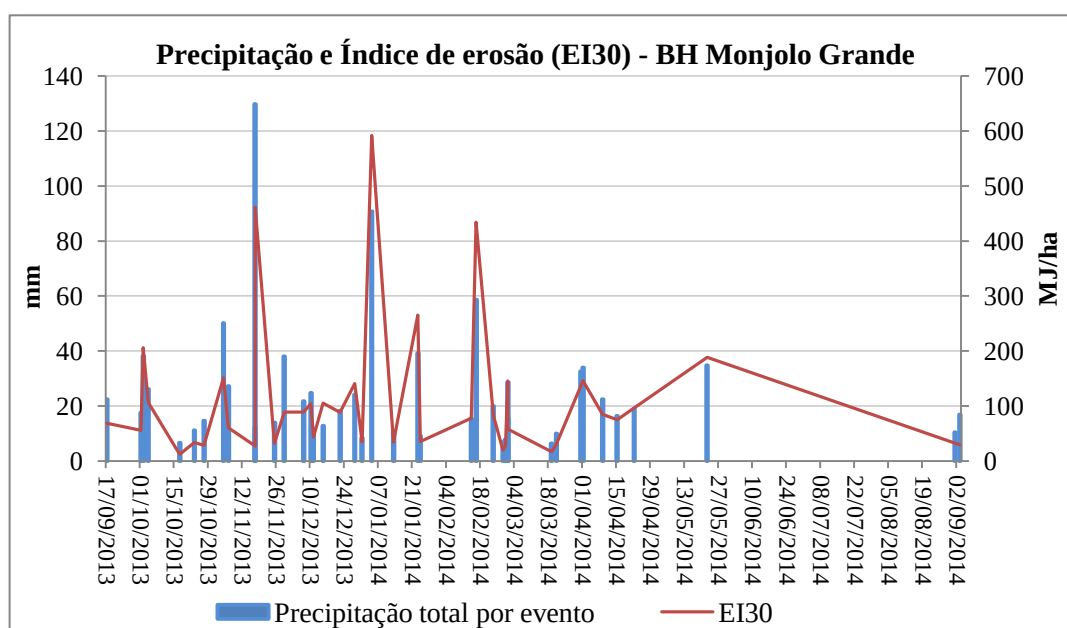


Figura 38. Precipitação total por evento e Índice de erosão (EI30) na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande durante o ano experimental.

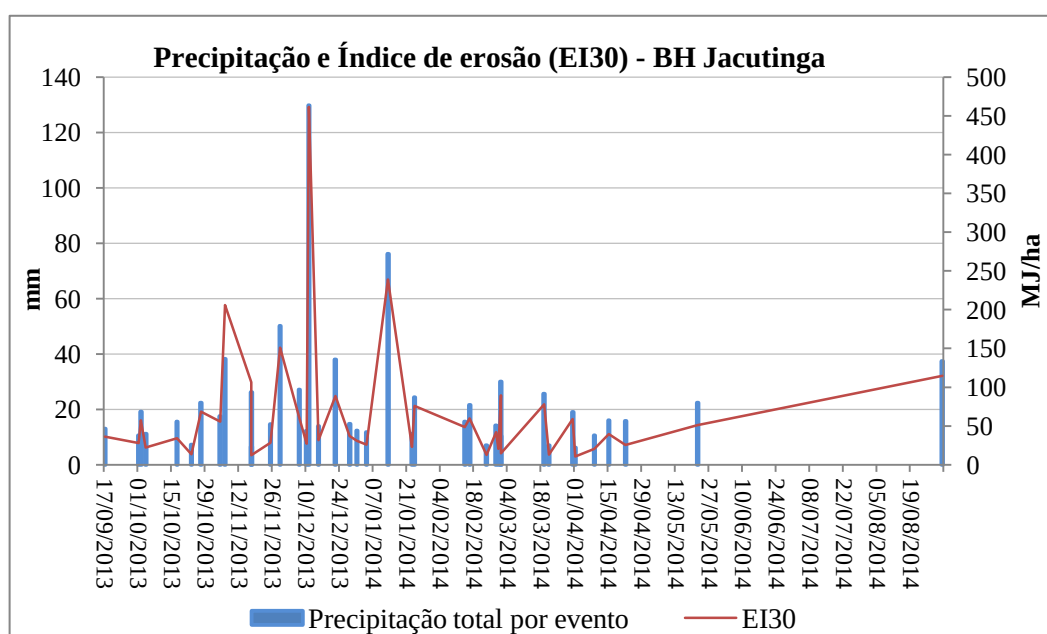


Figura 39. Precipitação total por evento e Índice de erosão (EI30) na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga durante o ano experimental.

Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, a erosividade anual para o período selecionado (09/2013 a 09/2014) foi de 4546,8851 MJ/ha/ano. No posto D4-112 a erosividade anual foi de 2621,08 MJ/ha/ano para o período de 06/2013 a 06/2014. A diferença nos valores de erosividade entre as áreas de estudo se deve ao efeito orográfico advindo do relevo de cuestas sobre a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. Assim, verifica-se maior quantidade de precipitações e, consequentemente, maior atuação do potencial erosivo das chuvas.

Utilizando registros climáticos de 30 anos, Moraes e Corrêa (2010) apresentaram um mapa de erosividade a partir da interpolação de 45 postos pluviométricos localizados na região de Ipeúna (SP/Brasil). Os valores de erosividade variaram de 7000 a 7800 MJ/ha/ano para a bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande e de 6400 a 6800 MJ/ha/ano para a bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga. Também Lombardi Neto et al. (1980), estimando a erosividade média anual das chuvas sobre o estado de São Paulo/Brasil, demonstraram que nas áreas de estudo a erosividade média anual variou de 6750 a 7000 MJ/ha/ano. Estes valores elucidam as condições atípicas de precipitação no ano experimental, evidenciando menor potencial erosivo das chuvas no período de junho de 2013 a agosto de 2014.

5.4 Determinação da Razão de Perdas (RPT) e do Fator cobertura do solo (fator C)

A partir das tabelas 30 e 31, verifica-se maior correlação dos valores de erosividade com as perdas de solo nas parcelas desprovidas de vegetação em ambas as áreas de estudo.

Tabela 30. Valores de perdas de solo na parcela descoberta ajustados para a declividade média de 0,09 m m⁻¹, razão de perdas de terra e fator C em diferentes estágios culturais na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Colégio Monteiro Grande:											
Ciclo da cultura	SD1M	SD2M	FEI ₃₀	C1M		C2M		P1M		P2M	
	t ha ⁻¹ ano ⁻¹			RPT	fator C	RPT	Fator C	RPT	Fator C	RPT	Fator C
1	3	15,55	436,13	0,521	0,0506	0,393	0,0382	0,112	0,0108	0,054	0,0053
2	17,3	20,67	286,24	0,463	0,0295	0,359	0,0229	0,009	0,0005	0,002	0,0001
3	40,35	57,68	3402,24	0,461	0,3493	0,435	0,3299	0,009	0,0067	0,008	0,0057
4	0,46	0,58	285,25	0,017	0,0011	0,303	0,0193	0,014	0,0009	0,012	0,0007
5	0,31	0,24	79,17	0,051	0,0009	0,449	0,0079	0,039	0,0007	0,049	0,0009
Total anual	61,42	94,71	4489,03	1,513	0,4314	1,939	0,4181	0,181	0,0196	0,124	0,0127
Solos	CX	CX		CX		CX		CX		CX	
Erodibilidade	0,084	0,088		0,084		0,088		0,077		0,081	
Correl ⁽¹⁾	0,9160	0,9404		0,41721		0,406311		-0,30421		-0,38869	

⁽¹⁾ Coeficiente de correlação de Pearson da erosividade com as perdas de solo registradas nas parcelas SD1M e SD2M e da erosividade com a RPT nas parcelas C1M, C2M, P1M e P2M.

Tabela 31. Valores de perdas de solo na parcela descoberta ajustados para a declividade média de 0,09 m m⁻¹, razão de perdas de terra e fator C em diferentes estágios culturais na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Ciclo da cultura	SD1J	SD2J	FEI ₃₀	C1J		C2J		P1J	
	--- t ha ⁻¹ ano ⁻¹ ---			RPT	Fator C	RPT	Fator C	RPT	Fator C
1	3,4606	1,1046	69,9138	0,0814	0,0059	1,1099	0,0810	0,0018	0,0001
2	0,2049	0,5715	123,9896	0,8326	0,0217	0,3564	0,0093	0,0945	0,0069
3	2,804	22,351	1879,085	0,4409	0,2005	0,0498	0,0351	0,0142	0,0007
4	5,5702	8,7441	196,0554	0,0079	0,0010	0,0191	0,0024	0,0046	0,0003
5	0,264	0,6702	230,6691	0,0692	0,0051	0,0416	0,0030	0,0410	0,0030
Total anual	12,3039	33,4416	2499,713	1,4319	0,2342	1,5767	0,1308	0,1562	0,0110
Solos	PVA	CX		PVA		CX		PVA	
Erodibilidade	0,061	0,047		0,061		0,047		0,055	
Correl (1)	0,076	0,937		0,221		-0,389		-0,244	

⁽¹⁾ Coeficiente de correlação de Pearson da erosividade com as perdas de solo registradas nas parcelas SD1M e SD2M e da erosividade com a RPT nas parcelas C1J, C2J e P1J.

Foi verificada fraca correlação entre os índices de erosividade e os RPTs nas parcelas com cobertura vegetal. A cobertura vegetal exerceu proteção ao solo, não permitindo que as gotas de água provenientes dos eventos pluviométricos atingissem diretamente a superfície. Neste contexto, com o desenvolvimento das culturas de cana-de-açúcar ao longo do ciclo avaliado, observaram-se menores perdas de solo ocasionadas pelos eventos pluviométricos. Tal comportamento corrobora com a afirmação de Prochnow (2003), de que se espera que ocorra redução dos valores de razão de perdas de terra com o desenvolvimento das culturas. Esse comportamento também foi citado por Cavalieri (1998), que observou que em um cultivo de cana-de-açúcar de 18 meses as RPTs apresentaram valores decrescentes com o maior desenvolvimento vegetal.

No entanto, na parcela C2M verificou-se que, mesmo com o aumento da cobertura vegetal ao longo dos ciclos, não houve redução nos valores de RPTs. Tal característica demonstra que as condições naturais da parcela C2M e o manejo inadequado limitam o desenvolvimento pleno da cultura e favorecem a ocorrência de processos erosivos.

Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, os valores do fator C de ambas as áreas com cultivo de cana-de-açúcar foram superiores a 0,4. Os valores de RPT variaram de 0,39 a 0,52 para o período do plantio iniciado até 3 meses. Já no período de 10 a 12 meses, as RPTs variaram de 0,05 a 0,44. Para a quantificação das perdas de solo em nível de parcelas experimentais, muitos autores têm afirmado a necessidade do monitoramento por um período aproximado de 4 anos (LAFLEN, 1982), evitando-se assim a variabilidade dos dados. Mesmo considerando o período da presente pesquisa, os dados computados no primeiro ano

experimental retratam, por ora, o comportamento altamente erosivo dos solos arenosos. Cavalieri (1998) apresenta o fator C de 0,31 para o período do plantio ao 1º corte em culturas de cana-de-açúcar localizadas na região de Mogi Mirim (SP). Também Cavalieri (1998) demonstrou que a RPT referente ao período do preparo ao plantio foi de 0,26. Já no período de 9 meses ao 1º corte a RPT foi de 0,10. De Maria et al. (1994), avaliando 10 parcelas com cana-de-açúcar localizadas no estado de São Paulo, apresentaram RPT variando de 0,08 a 0,14 para o período do preparo ao plantio. Já para o período de 4 meses até a colheita, os valores de RPT variaram de 0,17 a 0,31. Bertoni e Lombardi Neto (2010), a partir de dados preliminares da Seção de Conservação do Solo do Instituto Agronômico de Campinas (IAC), apresentaram RPT média de 0,15 para todo o 1º ano de plantio e colheita da cana-de-açúcar.

Apesar da existência de poucos estudos experimentais avaliando as perdas de solos em canaviais brasileiros, os dados incipientes obtidos junto às parcelas localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande revelam que as condições naturais associadas ao uso com cana-de-açúcar propiciam a intensificação dos processos erosivos e a consequente degradação e depauperamento dos solos. Os dados de RPT e fator C demonstram a necessidade de maior atenção à variabilidade e sensibilidade destes parâmetros na modelagem de perdas de solo por meio do uso de modelos como a USLE, SWAT e WEPP.

Já na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, os Cambissolos presentes nas parcelas SD2J e C2J apresentam elevada erodibilidade. Tal condição possibilitou o registro de elevadas taxas de perdas de solo na parcela desprovida de vegetação. Também os registros na parcela C2J, no primeiro ciclo de desenvolvimento da cana-de-açúcar, foram similares às perdas de solo da parcela descoberta. No entanto, com o desenvolvimento da cultura, foi observada maior proteção da superfície e, consequentemente, registradas menores RPTs.

Tais condições presentes na parcela C2J resultaram no fator C de 0,13. Nas condições brasileiras e sob chuvas naturais, Donzeli et al. (1992) obtiveram fator C de 0,05 para os canaviais com incorporação da palha. Também Silva et al. (2012) e Lombardi Neto e Bertoni (1975) registraram valores do fator C para cana-de-açúcar de 0,018 e 0,06, respectivamente. De Maria et al. (1994), avaliando perdas de solo em canaviais paulistas, em latossolo de textura argilosa e argissolo de textura média/arenosa, concluíram que o fator C, para todas as regiões, foi de 0,11. Cavalieri (1998) também cita valores de 0,107 para cana-de-açúcar de 18 meses. Em Lousiana/EUA, Bengston e Selim (2007, 2010, 2012) obtiveram valores de fator C de 0,104, 0,09 e 0,084 para cada ano experimental. Já a parcela C1J apresentou fator C de 0,23. Weill e Spavoreck (2008) citam o valor de 0,3066 para o fator C em áreas com cultivo de cana-de-açúcar.

Assim, considerando ser o 3º corte da cultura de cana-de-açúcar com incorporação da palhada, os valores de RPT e fator C obtidos nesta pesquisa também demonstram que as condições físicas dos solos e o manejo resultaram em valores superiores àqueles encontrados na bibliografia, em condições similares.

Na parcela P1J foi verificada elevada produtividade das gramíneas e ausência de feições erosivas e de áreas descobertas pela vegetação, demonstrando que se tratava de pastagem não degradada. O fator C para a parcela P1J foi de 0,01 e a RPT média foi de 0,031. Para áreas com pastagens não degradadas, localizadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari – MS/MT, Galdino (2012) obteve fator C de 0,0070 e RPT médio de 0,009. Também Wishmeier e Smith (1978) apresentam o fator C de 0,008. Yan et al. (2003), avaliando perdas de solo em pastagens na China, identificaram valores de C variando de 0,071 a 0,377. Os valores encontrados também se aproximam daqueles indicados por Cavaliere (1998), de 0,001. É válido ressaltar que as menores perdas registradas, e, por conseguinte, menores valores de RPT e fator C, também estão associados às condições físicas dos solos argilosos da bacia do ribeirão Jacutinga. Neste sentido, Bertoni et al. (1972) afirmam que as perdas registradas em solos argilosos são, no geral, 20% menores que em solos arenosos.

As pastagens localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande apresentaram fator C variando de 0,0127 a 0,0196 e RPT médio variando de 0,024 a 0,036. Considerando a presença de feições erosivas lineares próximas das parcelas (figura 31) e a presença de áreas desprovidas de vegetação, as pastagens foram caracterizadas com médio nível de degradação. Galdino (2012), avaliando perdas em solos arenosos, identificou valores de fator C variando de 0,0143, para pastagens de baixo/médio nível de degradação, a 0,06, para pastagens com alto nível de degradação. O mesmo autor apresentou valores médios de RPT de 0,048 para as parcelas com pastagens degradadas. Donzelli et al. (1992), para pastagens extensivas localizadas na microbacia do São Joaquim (SP), indicaram valores do fator C de 0,01.

Considerando as diversas condições das áreas de pastagens e cultivos de cana-de-açúcar, associadas às diferentes características físicas da paisagem, têm-se diferentes comportamentos erosivos.

5.5 Sensoriamento remoto na avaliação dos solos e da cobertura vegetal das parcelas de monitoramento de erosão do solo

5.5.1 Classificação digital de fotografias verticais para estimativa da cobertura do solo.

A fotocomparação dos dois períodos avaliados (23/10/13 e 21/05/14) a partir da classificação supervisionada das parcelas com vegetação possibilitou a avaliação do desenvolvimento da cobertura vegetal no período estudado (figuras 40 e 41). Também de elevada importância foi a capacidade de qualificar os elementos presentes na cobertura do solo, os quais possuem elevada relação com as condições físicas e químicas dos solos presentes nas parcelas experimentais. Tais relações auxiliaram na compreensão dos processos de degradação dos solos e das suas relações com a produtividade agrícola.

Como resultado da aplicação desta metodologia, foram obtidas 14 fotografias verticais, sendo 7 para cada cenário.

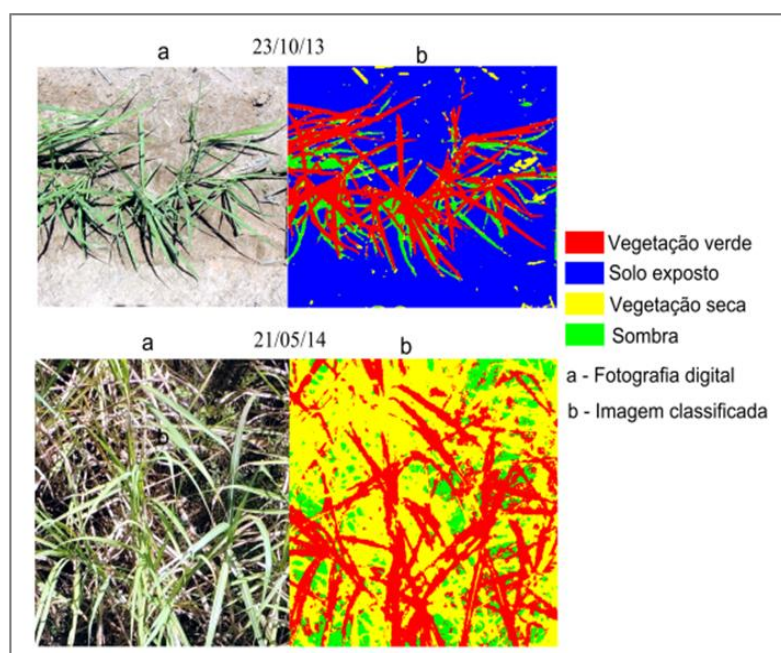


Figura 40. Fotocomparação na estimativa da cobertura vegetal com cana-de-açúcar na parcela C1M.

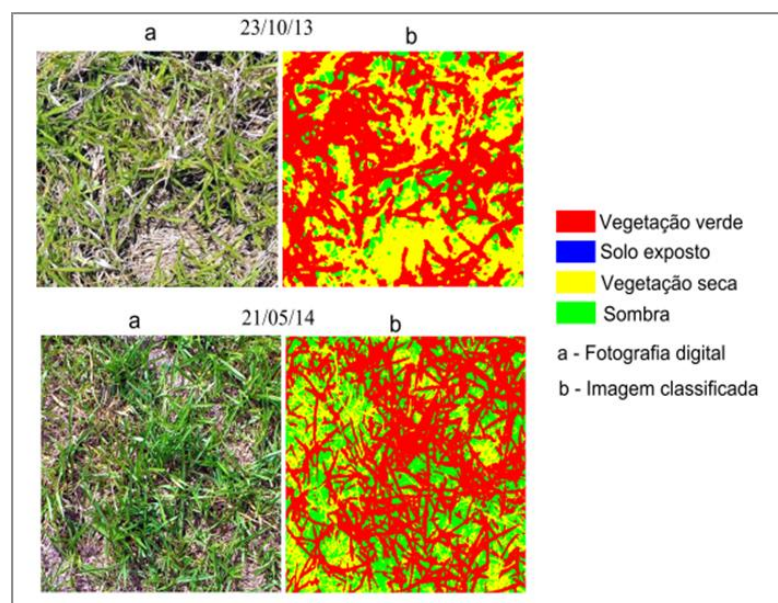


Figura 41. Fotocomparação na estimativa da cobertura vegetal com pastagens na parcela P2M.

Quanto à confiabilidade da classificação, em todas as parcelas e em todas as coletas avaliadas, os valores de exatidão global variaram de 0,78 a 1,0. Os índices Kappa apresentaram valores variando de 0,67 a 1,0, indicando correspondência substancial entre as informações presentes nas fotografias e a imagem classificada (tabela 32). A menor exatidão global e os índices Kappa observados foram referentes à parcela C2M (21/05/14), a qual apresentou várias amostras de vegetação seca classificadas como solo exposto. Tal divergência se deve às similaridades espectrais entre a vegetação seca e os solos arenosos presentes nesta área de estudo.

Tabela 32. Confiabilidade estatística da estimativa da cobertura vegetal

		23/10/2013		21/05/2014	
Área de estudo	Parcela	Kappa geral	Exatidão global	Kappa geral	Exatidão global
Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande	C1M	0,88	0,93	0,89	0,93
	C2M	0,93	0,96	0,67	0,79
	P1M	0,82	0,89	0,69	0,86
	P2M	0,87	0,93	1,00	1,00
Bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga	C1J	0,70	0,78	0,89	0,93
	C2J	0,82	0,88	0,79	0,87
	P1J	0,86	0,92	0,68	0,83

Em 23/10/13, as culturas de cana-de-açúcar estavam com 133 e 93 dias nas bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga e Monjolo Grande, respectivamente. Já em 21/05/2014, as

culturas de cana-de-açúcar estavam com 355 dias e 305 dias, respectivamente, nas bacias hidrográficas do ribeirão Jacutinga e Monjolo Grande.

As taxas de cobertura da cana-de-açúcar apresentadas em 23/10/13 estão abaixo daquelas presentes na bibliografia (figuras 42 e 43). As taxas de cobertura da cana-de-açúcar indicadas para os períodos de 2 a 3 meses e de 4 a 9 meses são de 25% a 50% e de 75% a 100%, respectivamente (DOORENBOS e PRUITT,1977). Assim, em todas as parcelas com cultivo de cana-de-açúcar, os valores de cobertura do solo (vegetação verde e vegetação seca) variaram de 12,83% e 23,42%, respectivamente, para as parcelas C2M e C1M, e de 40,1% a 67,82%, respectivamente, para as parcelas C2J e C1J. Também em 21/05/2014, quando todos os cultivos deveriam apresentar cobertura completa do solo, conforme proposto por Doorenbos e Pruitt (1977), todas as parcelas apresentaram valores inferiores a 100% de cobertura. Destacam-se, nesse sentido, as parcelas C2M e C2J, cujos valores de cobertura do solo foram inferiores em todos os períodos avaliados.

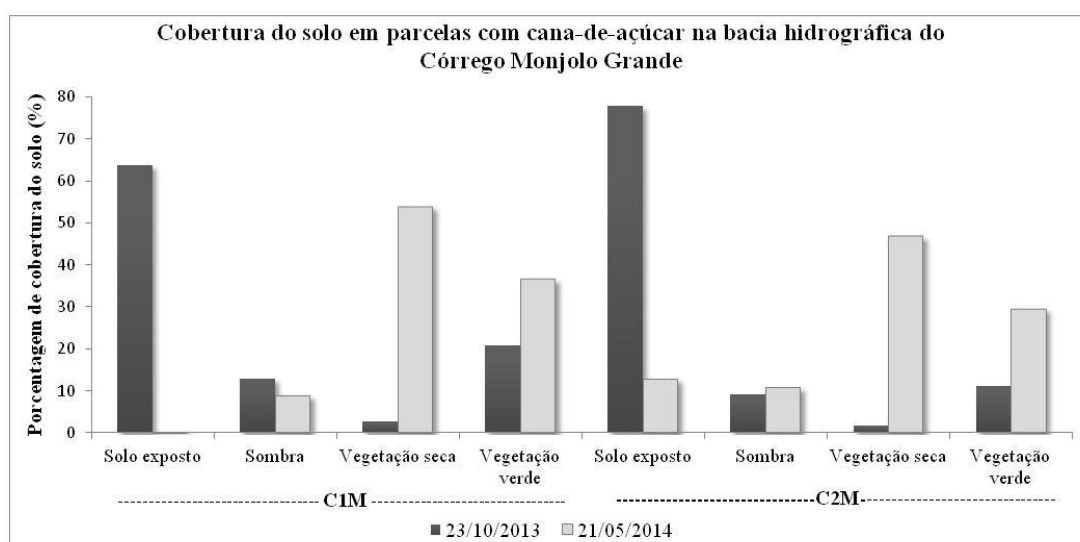


Figura 42. Cobertura do solo em parcelas com cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

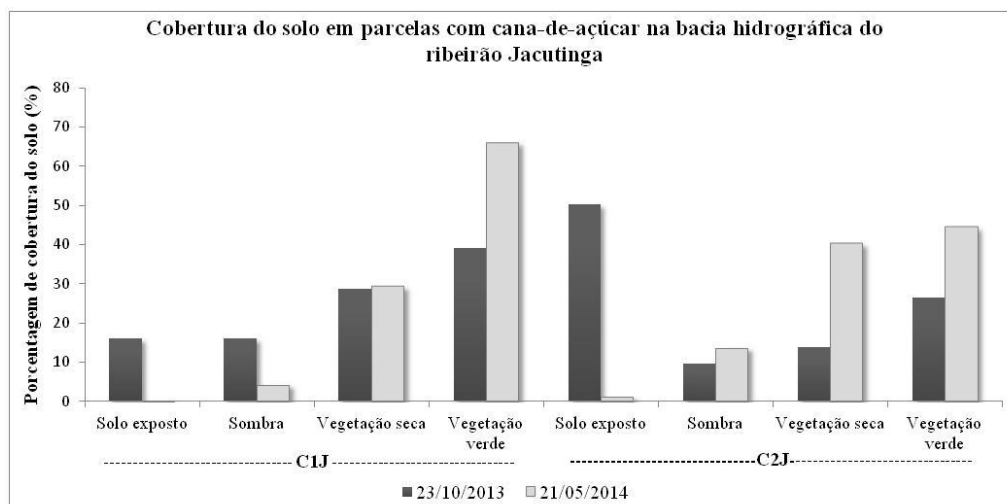


Figura 43. Cobertura do solo em parcelas com cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Os menores índices de cobertura vegetal nas parcelas C2M e C2J se devem às características físicas do relevo, solos e manejo.

Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, a parcela C2M está alocada em área com Cambissolo háplico, textura franco arenosa, declividade variando de 12% a 20%, vertente retilínea. Como demonstrado na tabela 25, nos primeiros 20 centímetros de profundidade têm-se 90,9% de areia total e 3,95% de argila. Como o tipo de cana-de-açúcar instalada nas parcelas desta bacia era cana planta, sob preparo convencional, tem-se maior exploração das camadas superficiais do solo pelo sistema radicular (VASCONCELOS e GARCIA, 2005).

Neste sentido, o elevado teor de areia nas camadas superficiais, por acarretar baixa capacidade de armazenamento de água e disponibilidade de nutrientes para as raízes das plantas, faz com que haja menor produtividade final destes indivíduos, o que pode ser observado nos valores de cobertura do solo. Também a ausência da cobertura residual, a qual é verificada na figura 42, faz com que sejam registradas maiores temperaturas⁵ na superfície do solo, que, aliadas às características granulométricas descritas acima, fazem com que haja menor disponibilidade de água para as plantas, interferindo assim na absorção de nutrientes e no desenvolvimento do sistema radicular e do porte aéreo dos vegetais. Por outro lado, as baixas taxas de Cálcio (Ca^{2+}) fazem com que haja maior impedimento ao crescimento radicular, na medida em que a deficiência deste nutriente é essencial para a divisão celular e para o funcionamento da membrana celular das raízes (tabela 18). Também a média acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) promove a diminuição das taxas de respiração e modificação da dinâmica

⁵ temperatura verificada *in loco* durante as coletas do material erodido. Não foi utilizado equipamento específico de medição de temperatura da superfície.

de absorção e transporte de nutrientes (FURLANI, 1983, apud VASCONCELOS e GARCIA, 2005). Por fim, devido às características de maior declividade encontradas na parcela C2M, tem-se a ocorrência de maior escoamento superficial, denotando maiores perdas de nutrientes e de partículas como areia fina e silte, o que pode ser verificado na tabela 29. Tais condições, portanto, refletem no menor desenvolvimento radicular e aéreo dos indivíduos.

Já na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, a parcela C2J está alocada em área com Cambissolo, declividade variando de 6% a 12%, vertente retilínea. Quando comparada à parcela C1J, apresenta menor quantidade de cobertura verde e maior de cobertura seca. A maior compactação verificada e o consequente aumento da densidade do solo e redução da macroporosidade são fatores que diminuem a capacidade de retenção de água no solo, interferindo na disponibilidade de água e no desenvolvimento radicular. Aliada a estes fatores, tem-se a baixa profundidade destes solos, a qual é fator limitante ao pleno desenvolvimento radicular. É, portanto, devido a estas condições, que a cobertura do solo pela cultura de cana-de-açúcar não foi tão efetiva na parcela C2J.

A estiagem ocorrente no período de 2013/2014 é fator de aceleração da senescência das folhas. Aliado a este comportamento da cultura de cana-de-açúcar em condições de elevada temperatura e déficit hídrico, tem-se que as características dos solos arenosos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande e as condições de compactação e baixa profundidade dos solos presentes na parcela C2J resultam em baixa disponibilidade de água para a vegetação, constituindo assim importante fator na análise da quantidade de folhas secas observadas nas parcelas de cana-de-açúcar. Tal comportamento observado diante do déficit hídrico concorda com o verificado por Rodrigues (1995) e Inmam-Bamber (2004). Como observado nas figuras 42 e 43, em 21/05/2014, as parcelas C1M, C2M e C2J apresentaram valores superiores de vegetação seca quando comparadas aos valores de vegetação verde.

Os baixos valores de cobertura vegetal identificados entre os meses de julho/agosto (plantio) a fevereiro/março (fim da estação chuvosa) e os maiores índices pluviométricos registrados entre os meses de outubro a março (tabelas 28 e 29), denotam maior susceptibilidade erosiva. Isto foi verificado pelas maiores perdas de solo apresentadas nas figuras 29 e 36.

Todas as parcelas com pastagem, em ambas as áreas de estudo, apresentaram, nos dois períodos avaliados, elevada quantidade de cobertura do solo (figura 44). No entanto, da comparação dos totais de vegetação seca e vegetação verde em todas as parcelas, nota-se um decréscimo entre a coleta de 23/10/2013 e a coleta de 21/05/2014. Tal condição se deve ao

período de estiagem entre 2013/2014 e à própria sazonalidade (outono/inverno), quando se tem queda no vigor da biomassa nas áreas de pastagens.

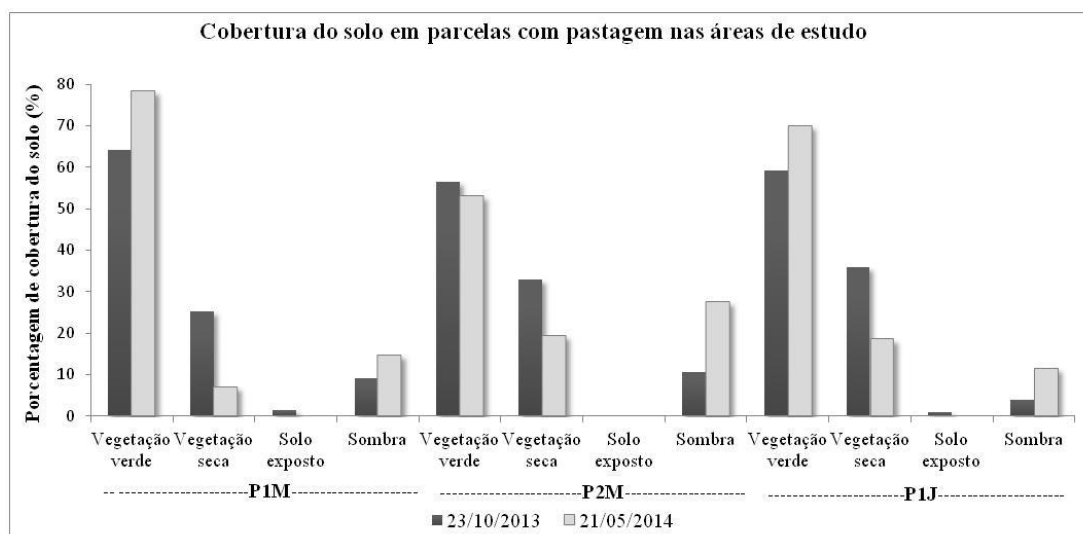


Figura 44. Cobertura do solo em parcelas com pastagem em ambas as áreas de estudo.

5.5.2 Processamento das imagens orbitais

Com o objetivo de se realizar uma análise temporal com diferentes sistemas sensores orbitais, foi necessária a realização da retificação radiométrica. Este processo, realizado para todas as imagens utilizadas nesta pesquisa, mostrou-se satisfatório na medida em que as diferenças entre os pixels claros e escuros das imagens referência e imagens a serem retificadas foram menores que uma unidade (tabela 33), concordando com o indicado por Ponzoni (1998).

Tabela 33. Média dos pontos de controle radiométrico, claros e escuros, pseudo-invariantes, das imagens referência e retificada.

Média dos pontos claros									
Novembro		Agosto			Outubro			Abril	
Ref.		Antes	Ret.	≠	Antes	Ret.	≠	Antes	Ret.
banda 1	1.303	883	1.303	0,0001	1.090	1.303	-0,0001	772	1.303
banda 2	1.742	1.151	1.742	0,0000	1.326	1.742	0,0000	1.026	1.742
banda 3	2.566	1.900	2.566	0,0000	2.112	2.566	0,0000	1.963	2.566
banda 4	4.410	3.465	4.410	-0,0002	4.111	4.410	0,0002	4.830	4.410

Média dos pontos escuros									
Novembro		Agosto			Outubro			Abril	
Ref.		Antes	Ret.	≠	Antes	Ret.	≠	Antes	Ret.
banda 1	288	507	288	0,0000	616	288	-0,0001	442	288
banda 2	412	419	412	0,0000	568	412	0,0000	218	412
banda 3	381	350	381	0,0000	476	381	0,0000	223	381
banda 4	475	593	475	0,0000	782	475	0,0000	571	475

Ref. = referência de pixels médios claros e escuros; **Antes** = valores médios dos pixels claros e escuros antes da retificação radiométrica; **Ret.** = Valores radiométricos das imagens corrigidas; **≠** = a diferença entre os valores da imagem de referência e os valores retificados.

5.5.3 Respostas espectrais dos alvos presentes nas parcelas

5.5.3.1 Correlações entre dados radiométricos coletados em laboratório, em campo e em nível orbital

Da relação entre os dados radiométricos coletados em laboratório e *in situ*, tem-se que os índices de correlação de Pearson (r) para todas as amostras de solos apresentaram valores superiores a 0,94. Tal resultado indica uma associação linear muito forte entre os conjuntos de dados avaliados (CALLEGARI-JACQUES, 2003). Também da aplicação do teste t de Student, considerando o nível de significância de 0,05%, tem-se que todas as amostras apresentaram $t_{\text{calculado}} \leq t_{\text{crítico}}$, indicando que os conjuntos amostrais dos solos coletados *in situ* e em laboratório não apresentam diferenças estatísticas significativas (tabela 34).

Tabela 34. Índice de correlação de Pearson (r) e teste t de Student dos fatores de reflectância bidirecional dos solos - leituras realizadas ao nível de laboratório e *in situ*.

In situ (Nov/2013) x Laboratório				In situ (maio/2014) x Laboratório		
	r	$t_{\text{crítico}}$	$t_{\text{calculado}}$	r	$t_{\text{crítico}}$	$t_{\text{calculado}}$
SD1J	0,9963	1,9621	0,0600	0,9454	1,9621	0,0009
SD2J	0,9989	1,9623	0,0000	0,9958	1,9622	0,0000
SD1M	0,9992	1,9622	0,0000	0,9979	1,9622	0,0000
SD2M	0,9982	1,9625	0,0000	0,9927	1,9624	0,0000

Já os índices de correlação de Pearson e o teste t de Student aplicados entre os dados radiométricos coletados *in situ* e em nível orbital são apresentados na tabela 35 e na figura 45.

Tabela 35. Índice de correlação de Pearson (r) e teste t de Student dos fatores de reflectância bidirecional coletados em nível orbital e *in situ*.

		B1	B2	B3	B4	NDVI	SAVI
Nov/2013	r	0,90491	0,756718	0,919045	0,42726	0,964937	0,952264
	$t_{\text{calculado}}$	0,962063	0,660976	0,324724	0,626697	0,248817	0,37602
	$t_{\text{crítico}}$	2,085963	2,093024	2,085963	2,085963	2,093024	2,100922
Abr - mai /2014	r	0,820726	0,681306	0,817421	0,433942	0,959671	0,952679
	$t_{\text{calculado}}$	0,844877	0,718987	0,879182	0,106792	0,668407	0,305161
	$t_{\text{crítico}}$	2,119905	2,119905	2,109816	2,109816	2,100922	2,100922

As bandas 1, 2 e 3 apresentaram correlações forte e muito forte (CALLEGARI-JACQUES, 2003), indicando que os valores de reflectância bidirecional obtidos em diferentes plataformas de aquisição (orbital e *in situ*)apresentam elevado grau de linearidade positiva. Igualmente, para as bandas 1, 2 e 3, tem-se valores de coeficiente de determinação (r^2)

superiores a 0,45. Quando da observação dos gráficos de dispersão presentes na figura 45, tem-se que as bandas 1 e 3 apresentaram os conjuntos de dados mais próximos da linha de tendência linear, demonstrando que os dados apresentam forte associação. Já para a banda 4, os dados coletados em diferentes plataformas apresentaram, para ambos os períodos estudados, correlação moderada (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Em novembro, as leituras espectrais foram coletadas em 22/11/13 e as imagens orbitais foram adquiridas em 20/11/2013. Já em abril/14, as leituras espectrais foram coletadas em 21/05/14 e as imagens orbitais foram adquiridas em 23/04/14. A diferença temporal na aquisição dos dados referentes a abril/14 promoveu menor correlação entre as informações.

Considerando a aplicação do teste t de *Student* para o índice de correlação e considerando a hipótese verdadeira de $H_0: \mu_x = \mu_y$ e o nível de significância de 0,05%, os resultados apresentados na tabela 35 evidenciam que não há diferenças estatísticas, em nível de significância de 0,05%, entre os conjuntos de amostras coletados em ambas as plataformas (orbital e *in situ*).

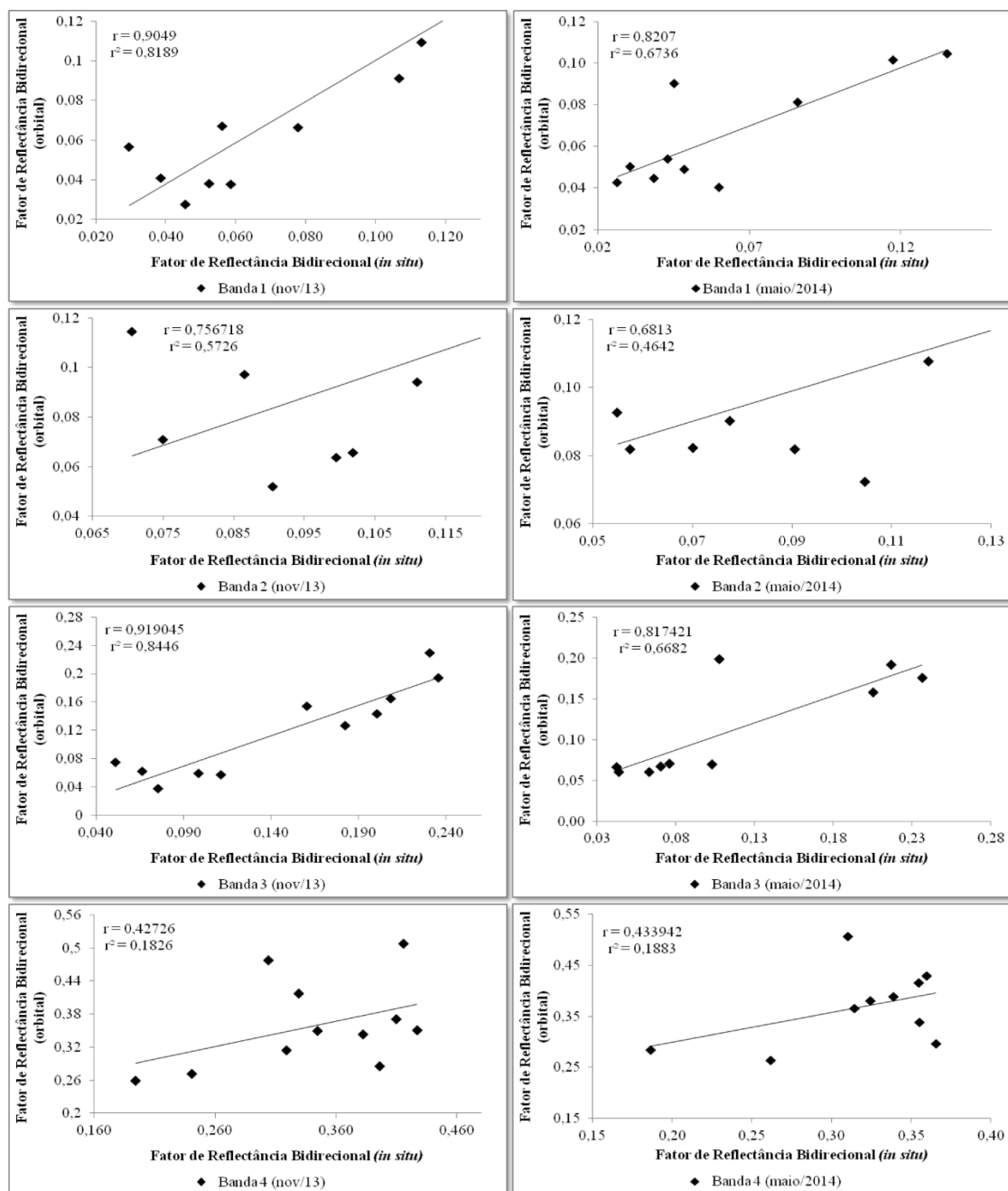


Figura 45. Gráficos de dispersão, índice de correlação de Pearson (r) e coeficiente de determinação (r^2) entre as respostas espectrais das PME presentes nas bandas simuladas a partir dos dados radiométricos coletados *in situ* e nas bandas provenientes dos sensores MS-Ikonos e MS-GeoEye.

Também os índices de vegetação gerados (NDVI e SAVI) apresentaram correlações muito fortes para ambos os cenários avaliados (figura 46). Os índices de determinação demonstraram que aproximadamente 90% dos dados apresentam elevada associação. Quanto à aplicação do test t de *Student*, tem-se que os índices de vegetação de ambos os cenários não apresentam diferenças estatísticas significativas quando considerados os dados coletados em diferentes plataformas.

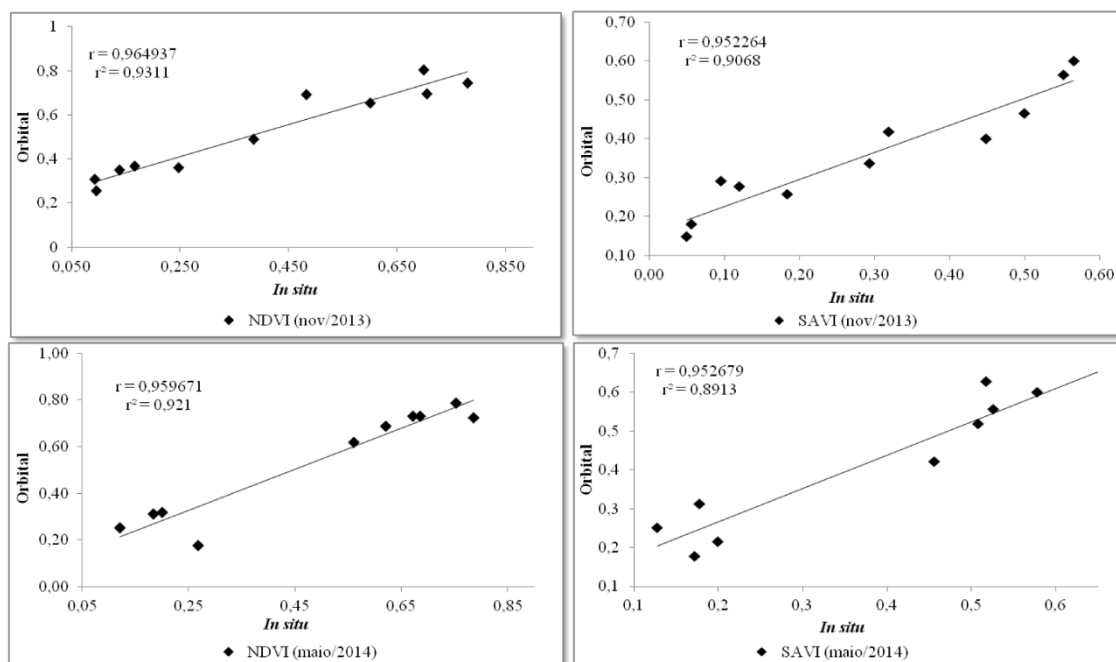


Figura 46. Gráficos de dispersão, índice de correlação de Pearson (r) e coeficiente de determinação (r^2) entre os índices de vegetação provenientes dos sensores MS-Ikonos e MS-GeoEye e coletados *in situ*.

5.5.3.2 Caracterização espectral dos solos presentes nas parcelas

Devido à composição dos solos arenosos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, onde os arenitos da formação Pirambóia são compostos basicamente por quartzo e caolinita (CONCEIÇÃO e BONOTTO, 2006), tem-se maior intensidade de reflectância ao longo de todos os espectros coletados (figura 47).

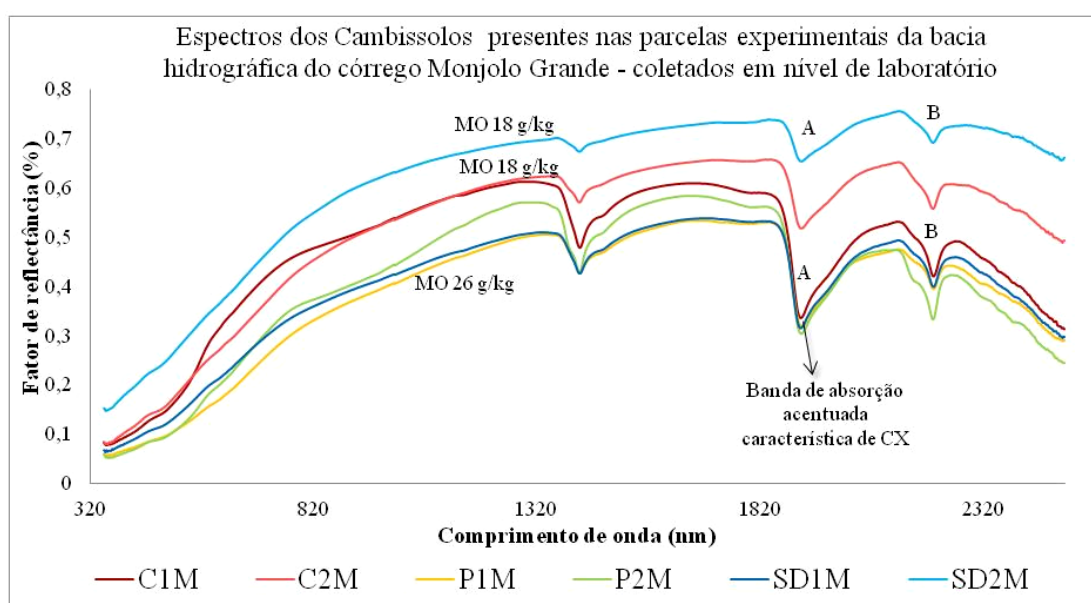


Figura 47. Espectros de solos das PME presentes na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Quando da comparação com os solos argilosos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, cuja composição é quartzo, hematita, illita, caolinita, calcita, microclínio e albita (CONCEIÇÃO e BONOTTO, 2006), têm-se curvas espectrais com menor intensidade do que nos solos arenosos. Tal diferença de reflectância entre os solos das duas bacias é verificada a partir da maior angulação positiva dos solos arenosos.

Da mesma maneira, quando da comparação entre os solos de ambas as bacias, há maior absorção em todo o espectro dos solos argilosos. Tal absorção é ocasionada pela maior quantidade de água intersticial e matéria orgânica presentes nestes solos (figura 48).

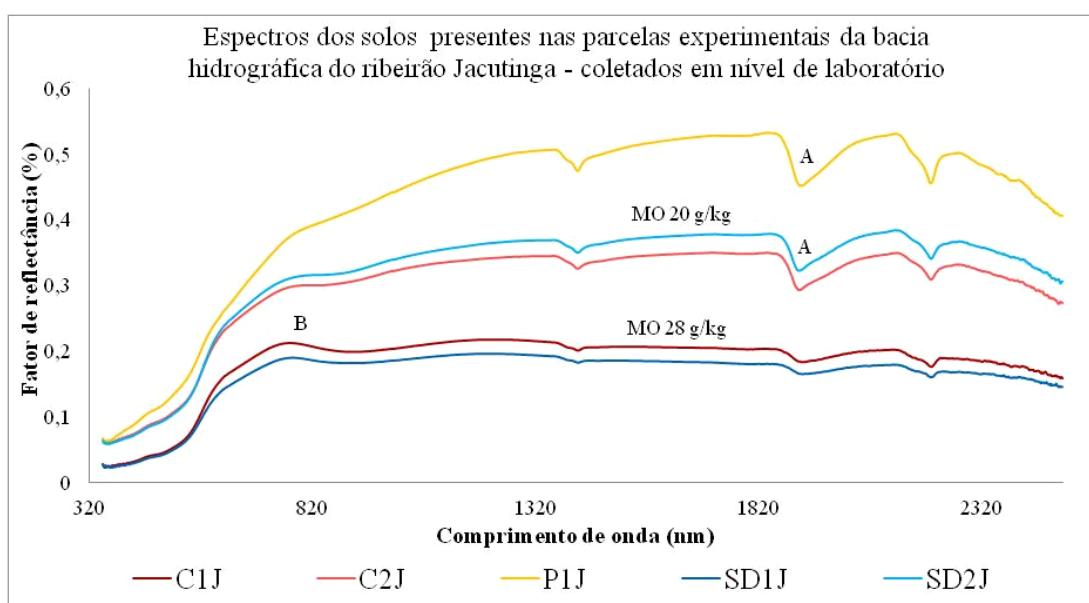


Figura 48. Espectros de solos das PME presentes na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

Quando da avaliação dos solos da bacia hidrográfica do Córrego Monjolo Grande, observou-se, em todas as amostras, depressão de absorção na faixa de 1900 nm derivado de mineral 2:1 (item A, figura 47) e absorção na faixa de 2200 nm derivado de formação de caolinita (item B, figura 47). Tais características são típicas de solos jovens, como os Cambissolos Háplicos.

A parcela P1M apresentou menor reflectância ao longo de todo o espectro quando comparada às demais amostras. Considerando as condições similares de textura, tal absorção se deve à maior quantidade de matéria orgânica na composição (26 g/kg) quando comparada às demais amostras, cujos valores variaram de 17 a 18g/kg (figura 47). Conforme Coleman e Montgomery (1987), os maiores teores de matéria orgânica tendem a decrescer a reflectância espectral em todos os comprimentos de onda, sendo que na região de 760 a 900 nm o decréscimo é mais acentuado, e, portanto, utilizado para predizer o conteúdo da matéria orgânica no solo.

Quando da comparação entre todas as amostras da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, observou-se maior angulação nas amostras das parcelas SD2M e C2M. Tal característica se deve à maior quantidade de areia total nas camadas superficiais (90,9%) quando comparadas aos solos dos demais pontos amostrais.

Já nos solos presentes na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, há maior quantidade de montmorilonita nos solos presentes nas parcelas C2J, SD2J e P1J (símbolo A, figura 48). Tal mineral de argila possui atividade alta, elevada plasticidade e pegajosidade, além de uma grande capacidade de expansão e contração, o que provoca fissuras no solo quando seco. A identificação deste mineral de argila, bem como a sua devida caracterização, deram-se por meio de análises descritivas realizadas em trabalhos de campo.

Nos solos presentes na parcela C1J e SD1J, há atenuação da intensidade da curva em razão da maior quantidade de matéria orgânica e da fração argila. Ainda em relação às amostras das parcelas C1J e SD1J, na faixa espectral próxima a 650 nm é possível verificar a presença de goethita representada por um ligeiro "ombro" próximo a 650 nm e uma leve absorção próxima de 800 nm (item B, figura 48).

Também foi observada maior intensidade de reflectância e maior angulação positiva acentuada na parcela P1J quando comparada aos solos das parcelas C1J e SD1J. Tal diferença se deve à maior quantidade da fração areia na superfície (41%) quando comparada às demais amostras de solos, as quais apresentaram valores de 23% e 33%, respectivamente (Figura 48). Por serem pontos muito próximos, com distância aproximada de 10 metros, a diferença na quantidade da fração areia em superfície é explicada pela maior estabilidade que as gramíneas oferecem quando do processo de remoção de partículas. Neste sentido, tem-se o depósito de grãos de quartzo em superfície, os quais são transportados da alta e média vertente pelo escoamento superficial direto. Por fim, são depositados em razão da baixa energia do escoamento derivada dos obstáculos oferecidos pela vegetação.

5.5.3.3 Caracterização espectral das coberturas vegetais presentes nas parcelas

Em novembro/2013, é possível observar que as parcelas com menores índices de cobertura do solo pela cultura de cana-de-açúcar foram as que apresentaram maiores taxas de reflectância na faixa de 350 a 740 nm. Já em maio/2014, devido ao desenvolvimento fenológico das culturas de cana-de-açúcar e à maior quantidade de cobertura vegetal, tem-se menor influência dos solos nas respostas espectrais das vegetações.

No gráfico da primeira derivada dos espectros, as inclinações negativas e positivas correspondem, respectivamente, aos picos de maior absorção e reflexão dos alvos (FERREIRA et al., 2010). Estas duas características estão destacadas com as linhas perpendiculares as curvas de reflectância e a derivada. Assim, a aplicação da primeira derivada possibilitou o realce de feições menos perceptíveis nos espectros, auxiliando na identificação de elementos que contribuem para a formação das assinaturas espectrais de cada alvo.

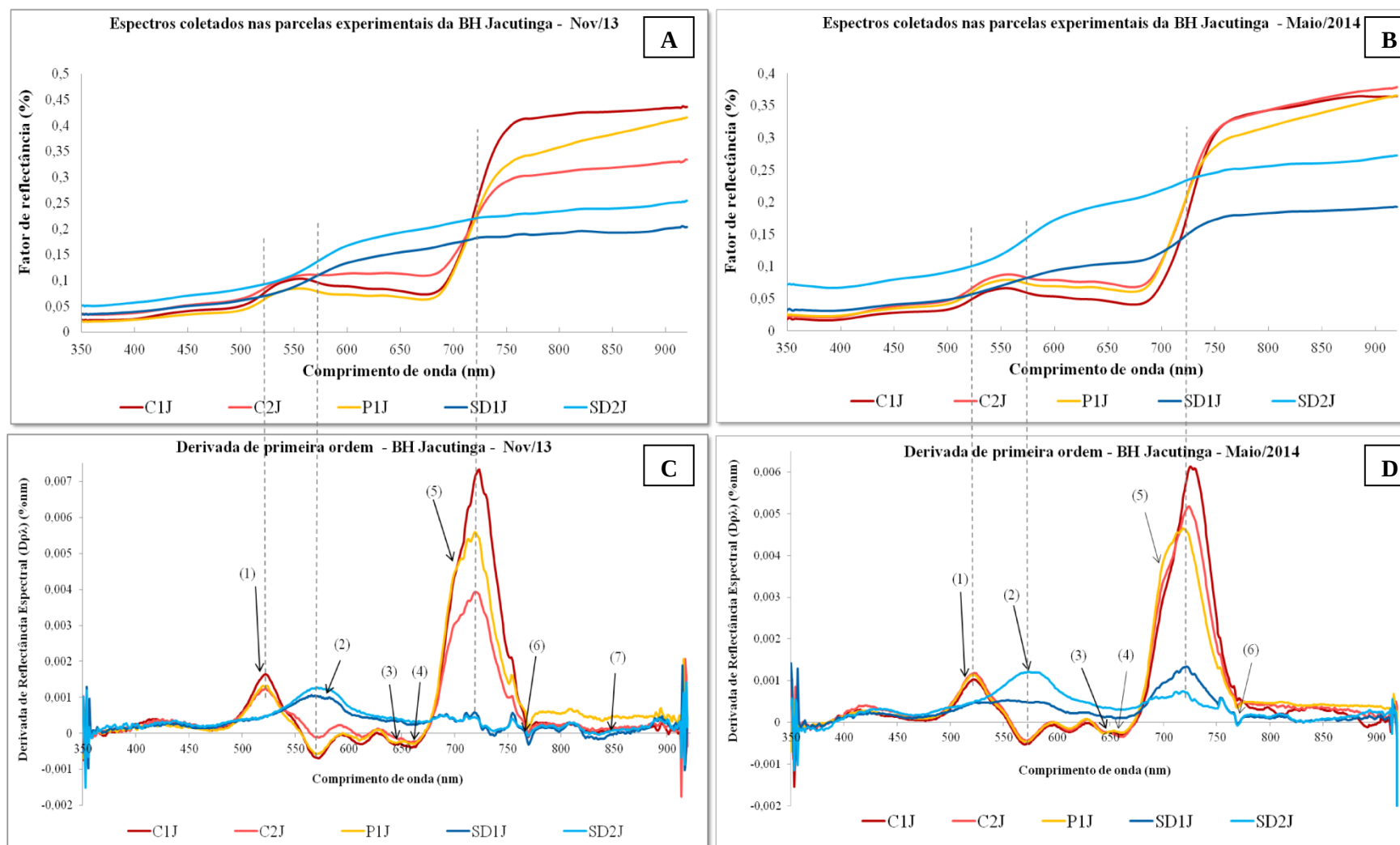
Da coleta realizada em nov/2013, tem-se que a parcela C2J, devido à cobertura do solo ser de aproximadamente 40%, apresentou maior reflectância no comprimento de onda da luz vermelha, a qual é característica de mistura espectral de vegetação com os solos argilosos (figura 49a). Tal situação pode ser visualizada na figura 49c, onde a curva da primeira derivada da parcela C2J apresentou menor absortância em 570nm (correspondente à luz vermelha, item 2), em 640nm e 670nm (correspondentes à absortância pela clorofila b e a, itens 3 e 4, respectivamente) e menor reflectância a partir de 700nm (correspondente à região do infravermelho próximo, onde se tem a interação da energia incidente com as estruturas do mesófilo, item 5). Também verifica-se em 760nm maior absorção da REM pela água presente nos solos, e aproximadamente em 850nm, resultante da absorção pelo Fe^{3+} .

Ainda em nov/13, as parcelas C1J e P1J apresentaram pico de reflectância da luz verde em 520nm (item 1, figura 49c) e do infravermelho próximo (item 5, figura 49c). Também apresentaram bandas de absorção em 640nm e 670nm, correspondentes à presença de clorofila b e a, respectivamente (DEMATTE et al., no prelo). A parcela C1J, com cobertura do solo de 68%, apresentou os maiores picos de reflectância na luz verde e na região do infravermelho próximo (itens 1 e 5, respectivamente, figura 49c). Também apresentou os maiores picos de absorção na região da luz vermelha e nas bandas correspondentes à atuação pela clorofila a e b. Tal comportamento se deve ao período de crescimento e desenvolvimento vegetal, associado às melhores condições físicas do ambiente, o qual proporcionou maior desenvolvimento fenológico destes indivíduos vegetais.

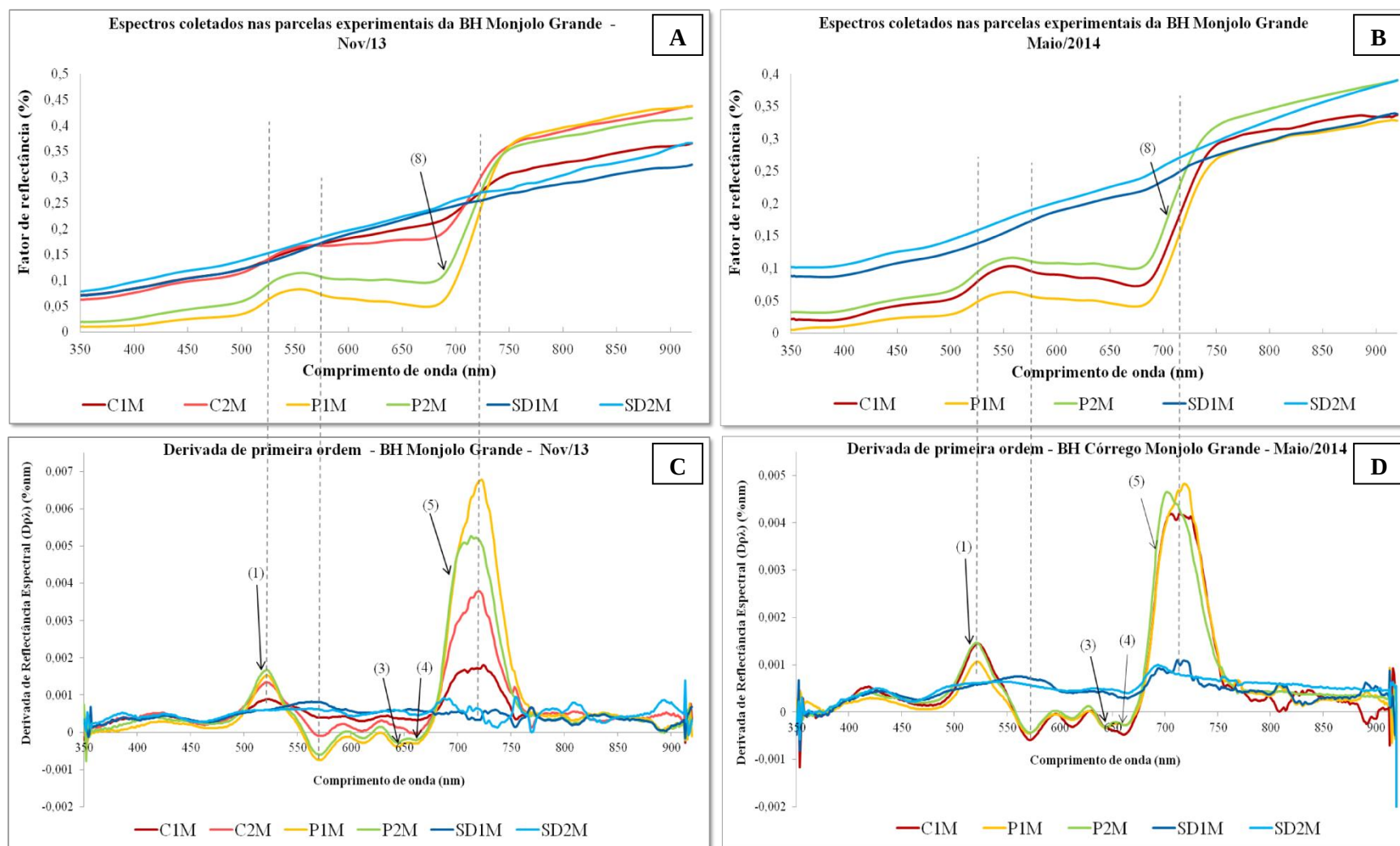
Já em maio/2014, as parcelas C1J, C2J e P1J, as quais apresentaram cobertura do solo superior a 98%, exibiram feições de absortância e reflectância típicas de coberturas vegetais (itens 1, 2, 3, 4 e 5, figura 49d). No entanto, em 760nm ainda é possível verificar a interferência da umidade dos solos na resposta espectral das parcelas C2J e P1J (item 6, figura 49d). Tendo em vista a quantidade de vegetação verde e seca presente na parcela C2J, tem-se um ligeiro aumento do albedo em todos os comprimentos de onda (figura 49b). Tal comportamento é característico de mistura espectral de vegetação fotossinteticamente ativa

com vegetação não fotossinteticamente ativa (NVP). Neste contexto, Bortoletto (2010) e Breunig (2008) afirmam que em condições de mistura espectral de vegetação verde e NPV tem-se um aumento da intensidade de reflectância, resultando em um maior albedo em todos os comprimentos de onda. Tal condição é realçada em solos arenosos.

Quanto a coleta de nov/13, nas parcelas com cana-de-açúcar localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, em razão da pouca cobertura do solo pela vegetação, observou-se interferência dos solos arenosos no comportamento espectral dos alvos vegetais. Assim, as parcelas C1M e C2M apresentaram pouca absorção da REM próximo a 570nm, 640nm e 670nm, correspondentes à luz vermelha e absorção pela clorofila a e b, respectivamente (itens 3 e 4, figura 50c). Também apresentaram menor reflectância em 520nm e a partir de 700nm (itens 1 e 5, respectivamente, figura 50c). As assinaturas espectrais das parcelas P1M e P2M apresentaram características típicas de vegetação, com feições de absorção pela luz vermelha, clorofila a e b (itens 3 e 4) e feições de reflectância na luz verde (item 1, figura 50c) e a partir de 700 nm (item 5, figura 50c).



Figuras 49a, 49b, 49c, 49d. Espectros coletados *in situ* e derivada de primeira ordem das parcelas de monitoramento de erosão do solo da Bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga - Nov/13 e Maio/14.



Figuras 50a, 50b, 50c e 50d. Espectros coletados *in situ* e derivada de primeira ordem das parcelas de monitoramento de erosão do solo da Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande - Nov/13 e Maio/14.

Visando avaliar a interferência de diferentes quantidades de cobertura vegetal sobre diferentes tipos de solos, Schultz et al. (2013) e Demattê et al. (no prelo) avaliaram, em condições de laboratório, o comportamento espectral dos solos mediante o aumento da quantidade de cobertura vegetal. Concluíram que o aumento da cobertura vegetal originou curvas espectrais próximas às de coberturas verdes saudáveis. No entanto, em solos arenosos, mesmo com o aumento de camadas de folhas, foi observado aumento do albedo em todo o espectro avaliado, demonstrando a influência espectral dos solos arenosos mesmo em coberturas vegetais densas. Assim, a parcela P2M, devido à elevada reflectância dos solos arenosos subjacentes, juntamente com a menor quantidade de vegetação verde na cobertura do solo, apresentou maior reflectância no intervalo de 350 a 720 nm.

Em maio/14, a parcela C1M, com 99,5% de cobertura do solo, apresentou todas as feições de absorção e reflexão características de vegetação. Devido ao estágio fenológico (aproximadamente 7 meses), nota-se a elevada absorção da clorofila a e b, características de elevada atividade fotossintética de indivíduos em desenvolvimento vegetal (item 3 e 4, figura 50d). No entanto, da figura 50b tem-se que a parcela C1M apresentou aumento do albedo em todo o espectro, indicando interferência espectral do material arenoso subjacente e da NPV.

Nas áreas de pastagens em maio/14, destaca-se a parcela P2M, onde os valores de NPV e o material arenoso de fundo ocasionaram ligeiro aumento do albedo em todo o comprimento de onda avaliado. Também é possível verificar o deslocamento da borda do vermelho para menores comprimentos de onda na parcela P2M (item 8, figura 50b). Tal comportamento é indicativo de estresse causado por desidratação foliar. Neste contexto, a estiagem ocorrente no verão de 2013/2014 e as condições físicas naturais das brachiarias favoreceram o aumento da NPV.

No contexto das linhas de solo, Huete (1989) afirma que todas as variações positivas observadas a partir da linha dos solos são provenientes da contribuição da vegetação verde. Neste sentido, nas figuras 51 e 52 são apresentados os gráficos de linha do solo com os dados coletados *in situ* junto às PME.

Na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, as amostras com vegetação coletadas em nov/13 e maio/14 apresentam menor variação positiva em relação à linha dos solos, quando da comparação com os alvos alocados na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga (figuras 51 e 52). Assim, mesmo nas parcelas com coberturas dos solos próximas a 100% (P1M, P2M e C1M), observa-se a influência dos solos arenosos no comportamento espectral da vegetação. Conforme Demattê et al. (no prelo), a NPV também tende a se comportar, nos gráficos de linha de solos, como amostras de solo. Assim, a presença de 54%

de NPV na parcela C1M, juntamente com a presença de solos arenosos subjacentes, condicionou a proximidade com a linha dos solos.

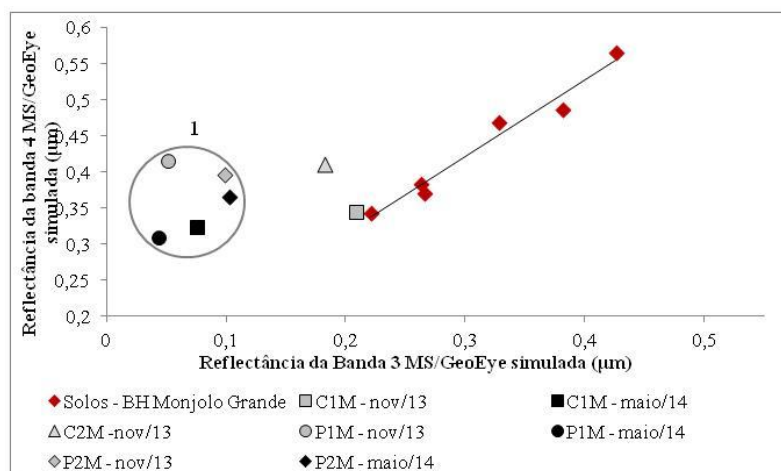


Figura 51. Gráfico da linha dos solos com amostras espectrais dos Cambissolos e dos alvos vegetais localizados nas parcelas da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande (Nov/13 e Mai/14). Grupo 1: parcelas com cobertura vegetal superior a 50%.

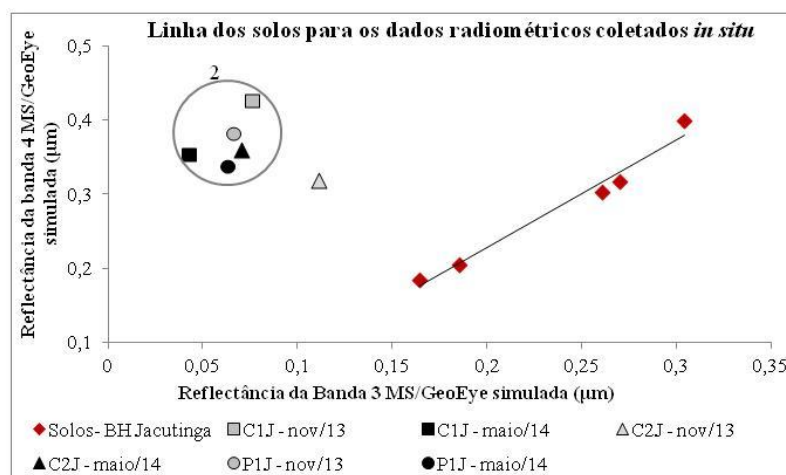
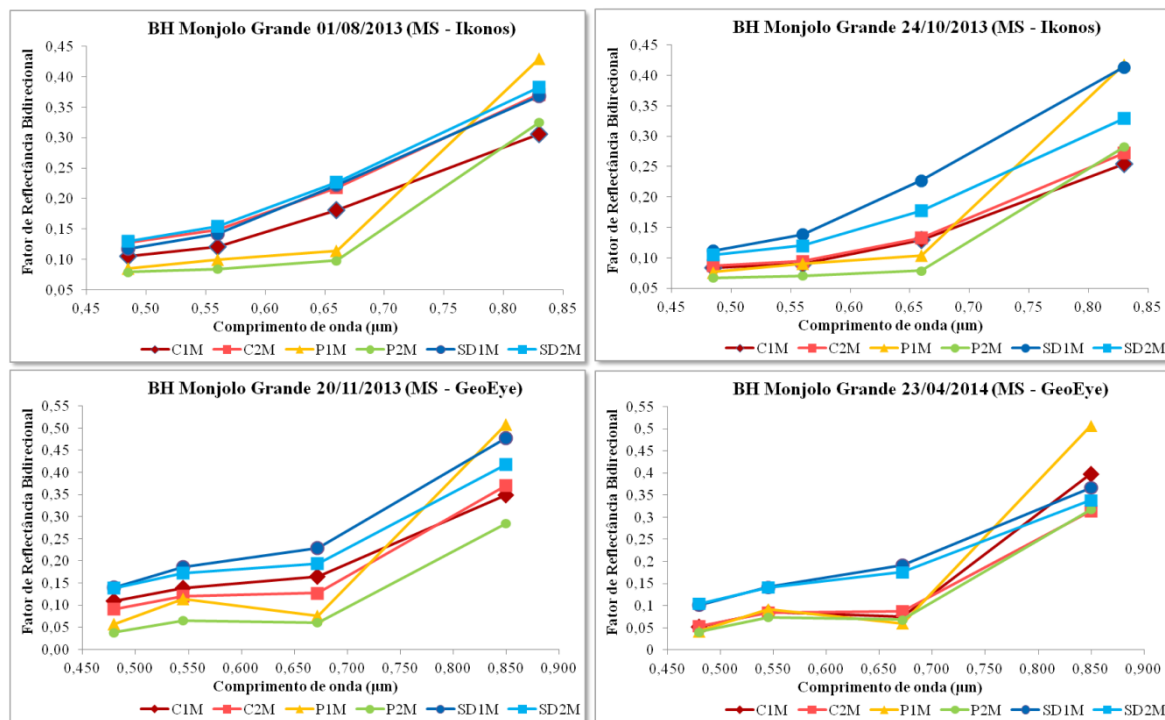


Figura 52. Gráfico da linha dos solos com amostras espectrais dos solos e dos alvos vegetais localizados nas parcelas da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga (Nov/13 e Mai/14). Grupo 2: parcelas com cobertura vegetal superior a 80%.

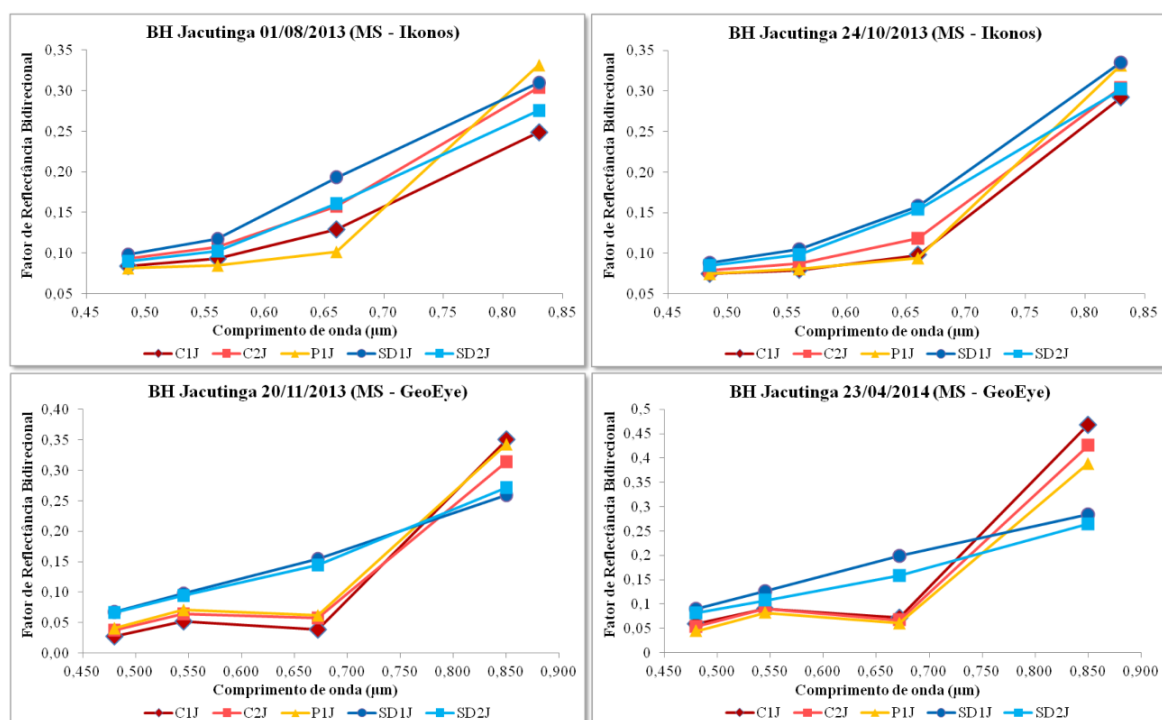
Já na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga, tem-se que os pontos coletados sobre as parcelas com cobertura do solo superior a 80% apresentaram elevada variação positiva quando da comparação com a linha dos solos (grupo 2, figura 52). A menor interferência espectral dos solos, ocasionada pelo aumento da densidade e vigor de vegetação, condicionou a maior diferenciação nas amostras de vegetação e solo. Também Demattê et al. (no prelo) afirmam que solos argilosos possuem menor influência na resposta espectral da vegetação, quando comparados com solos arenosos.

Quando da comparação dos dados coletados *in situ* com os dados coletados a partir da plataforma orbital, é possível observar a influência dos solos na resposta espectral dos alvos

presentes nas bandas 1, 2, 3 e 4 dos sensores MS/Ikonos e MS/GeoEye (Figuras 53 e 54). Ao longo do período avaliado pelas imagens orbitais, foram verificadas alterações das curvas das parcelas com cana-de-açúcar nas áreas de estudo, evidenciando o desenvolvimento vegetal das coberturas ao longo do ciclo avaliado.



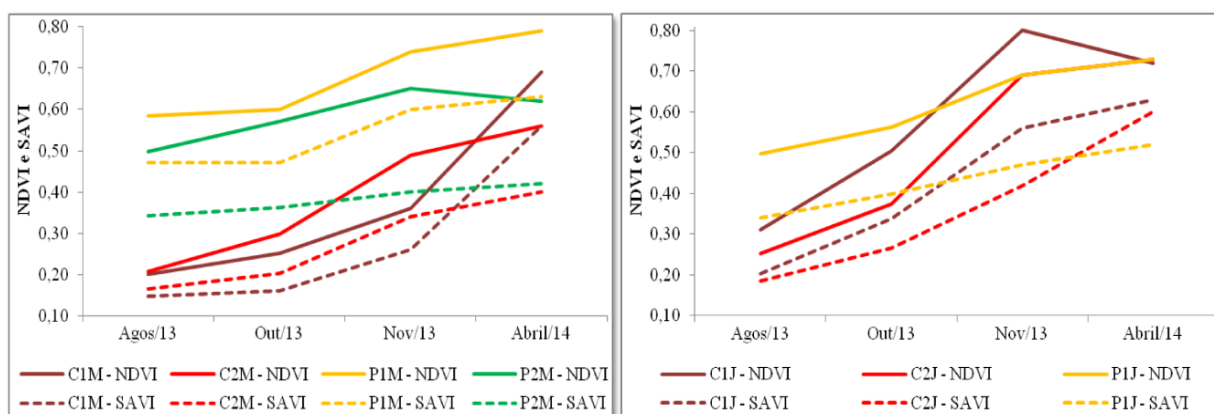
Figuras 53a, 53b, 53c e 53d. Fator de reflectância bidirecional coletado nas imagens MS/Ikonos e MS/GeoEye nos alvos da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.



Figuras 54a, 54b, 54c e 54d. Fator de reflectância bidirecional coletado nas imagens MS/Ikonos e MS/GeoEye nos alvos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

5.6 Índices de vegetação e Fator C

Quanto aos índices de vegetação pela diferença normalizada (NDVI) e índices de vegetação ajustados ao solo (SAVI), é possível observar, de modo geral, que no período avaliado houve o aumento dos valores de NDVI e SAVI nas áreas com cultivo de cana-de-açúcar e pastagens em ambas as áreas de estudo (figuras 55a e 55b, tabela 36).



Figuras 55a e 55b. NDVI e SAVI obtidos a partir das imagens orbitais.

Tabela 36. Índices de vegetação calculados para as parcelas

	NDVI				SAVI			
	Nov/2013		Abr e Mai/2014		Nov/2013		Abr e Mai/2014	
	Rad.	Orb.	Rad.	Orb.	Rad.	Orb.	Rad.	Orb.
C1M	0,25	0,36	0,62	0,69	0,18	0,26	0,48	0,56
C2M	0,39	0,49	-	0,56	0,29	0,34	-	0,40
P1M	0,78	0,74	0,75	0,79	0,57	0,60	0,47	0,63
P2M	0,60	0,65	0,56	0,62	0,45	0,40	0,41	0,42
SD1M	0,14	0,35	0,18	0,31	0,10	0,29	0,13	0,31
SD2M	0,17	0,36	0,20	0,32	0,12	0,28	0,15	0,21
C1J	0,70	0,80	0,79	0,72	0,55	0,56	0,60	0,63
C2J	0,48	0,69	0,67	0,73	0,32	0,42	0,53	0,60
P1J	0,71	0,69	0,69	0,73	0,50	0,47	0,46	0,52
SD1J	0,10	0,25	0,27	0,18	0,05	0,15	0,12	0,18
SD2J	0,09	0,31	0,12	0,25	0,06	0,18	0,08	0,25

Rad.: índices calculados a partir da simulação das bandas do satélite GeoEye utilizando dados radiométricos coletados *in situ*; Orb.: índices calculados a partir das bandas 3 e 4 do satélite GeoEye.

Quando da comparação entre os índices calculados, tem-se que os valores do NDVI foram superiores aos valores do SAVI, indicando que os solos favoreceram o aumento dos valores calculados pelo NDVI. Neste contexto, Demattê et al. (no prelo), Schultz et al. (2013)

e Epiphany et al. (1996) observaram que em condições de cobertura vegetal total tem-se a influência espectral dos solos nos valores de NDVI, especialmente em solos arenosos.

Na figura 56 está apresentada a distribuição de chuva nos 10 dias antecedentes às datas de coleta das imagens orbitais. Assim, em outubro/13 e novembro/13, os solos das áreas de estudo encontravam-se úmidos, em razão da ocorrência de precipitações superiores a 40 mm nos cinco dias antecedentes à coleta (USDA-SCS, 1973). Neste contexto, em novembro foram registrados os maiores aumentos nos índices de vegetação em ambas as bacias, o que se deve ao aumento do vigor vegetativo (Figuras 55a, 55b e 57).

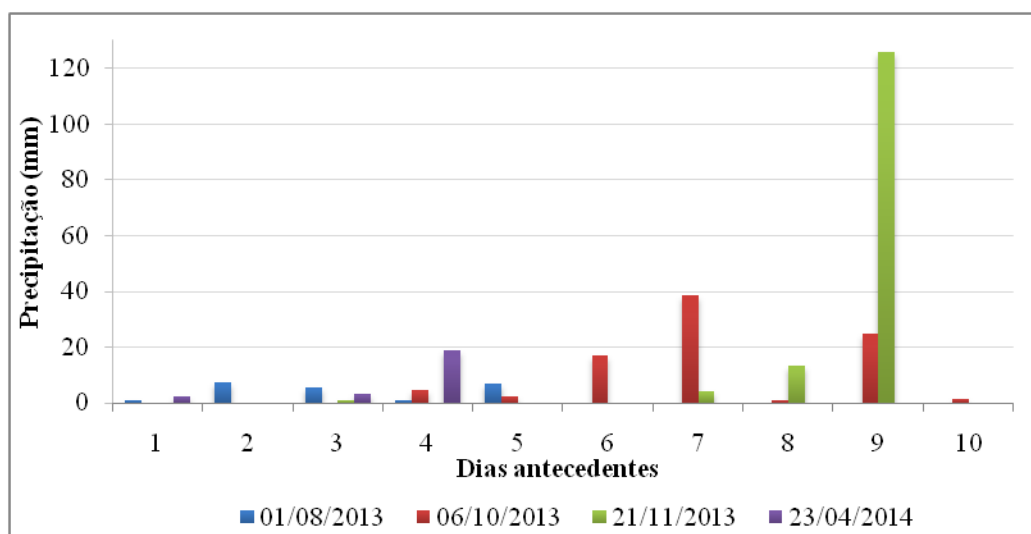


Figura 56. Distribuição de chuvas nos 10 dias antecedentes às coletas de imagens orbitais. Dados coletados do posto D112 (DAEE).

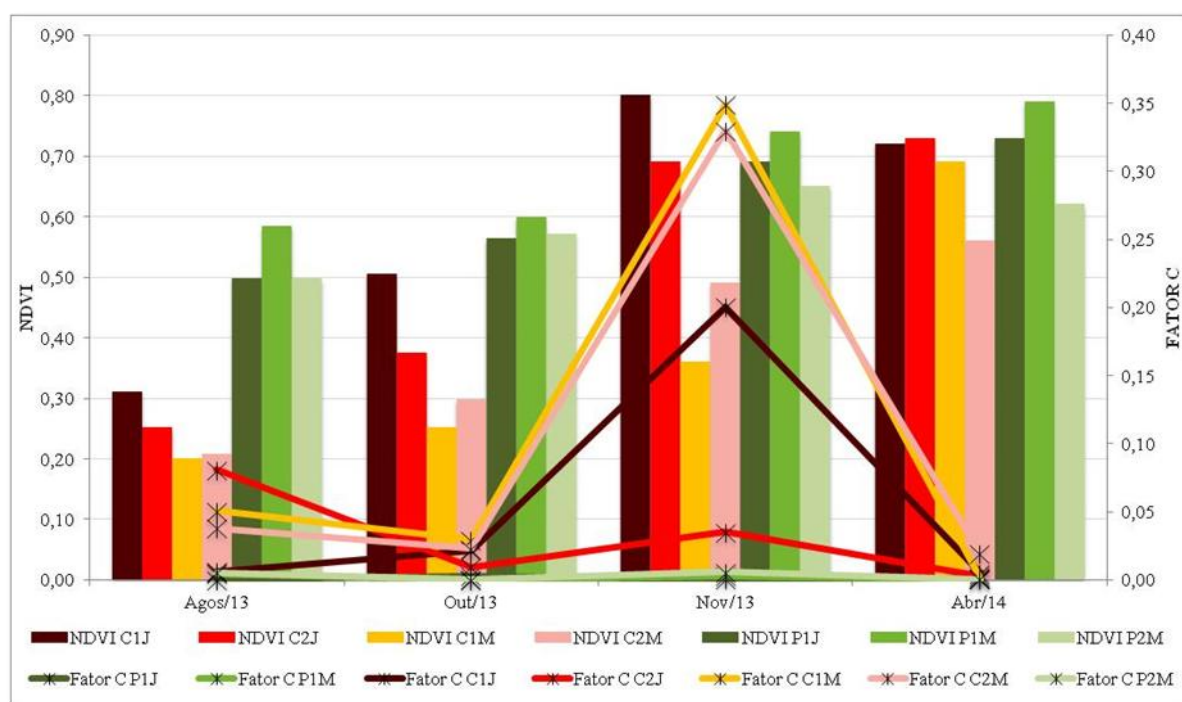


Figura 57. NDVI e Fator C obtidos nas PMEs.

Em relação às áreas com cultivo de cana-de-açúcar, as parcelas localizadas nos solos argilosos da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga apresentaram maiores valores de NDVI e SAVI quando da comparação com as parcelas localizadas em solos arenosos.

Neste contexto, Epiphany et al. (1996) afirmam que a maior parte da radiação do vermelho é fortemente absorvida pelo dossel e uma pequena parcela da REM, a qual é transmitida, e pouco refletida em solos escuros. No caso de solos claros, essa parcela da REM que é transmitida no dossel é novamente refletida, vindo a incorporar a resposta espectral do dossel. Assim, na aplicação dos índices de vegetação, a diminuição da reflectância no vermelho, oriunda dos solos escuros sobrejacentes, faz com que o NDVI seja aumentado. Também Huete et al. (1985) e Todd e Hoeffler (1998) demonstraram que, em condições iguais de cobertura vegetal, os índices de vegetação obtidos sobre solos escuros foram maiores que aqueles obtidos sobre solos de coloração clara.

Por outro lado, os maiores valores de NDVI e SAVI nas parcelas C1J e C2J também se devem à maior quantidade de vegetação verde e ao maior estágio de desenvolvimento dos indivíduos. Assim, a parcela C1J, por possuir maior quantidade de vegetação verde em superfície quando da comparação com a parcela C2J, e estar localizada em solo argiloso, apresentou os maiores valores de NDVI e de SAVI ao longo de todo o período avaliado.

É válido ressaltar que os índices de vegetação tendem a apresentar rápida saturação a partir de um determinado estágio de desenvolvimento, impedindo assim o reconhecimento do aumento da biomassa vegetal (RAMME, 2008). Neste sentido, o decréscimo dos NDVI e SAVI na parcela C1J, observado em abril/14, se deve à saturação nos IVs manifestada no período de maturação da cultura.

Já as parcelas C1M e C2M, em fase de crescimento dos colmos, por estarem localizadas em solos arenosos e por possuírem menor quantidade de vegetação verde, apresentaram menores NDVI e SAVI quando comparadas às parcelas C1J e C2J (figuras 55a e 57).

No entanto, quando avaliados os NDVI e os SAVI, nota-se que a parcela C2M apresentou, de novembro a abril, decréscimo nos valores. Tal característica contradiz com o ciclo desta cultura, visto que a mesma deveria apresentar aumento no vigor e maior quantidade de biomassa. Assim, quando relacionados aos valores de porcentagem de cobertura do solo, apresentados anteriormente, é possível relacionar os índices de vegetação de abril com o aumento da NVP. Também é possível observar que os índices de vegetação da P2M apresentaram o mesmo comportamento da C2M. No entanto, é normal, em períodos de

estiagem, que as áreas de pastagens apresentem queda na produção de biomassa. Assim, os índices de vegetação mostram-se coerentes com as condições da vegetação avaliada.

Da aplicação da análise de correlação de Pearson entre os valores de NDVI e SAVI com os fatores C obtidos em cada PME e para cada período agrícola, foram obtidas maiores correlações entre o Fator C e o NDVI quando da comparação entre o Fator C e SAVI. Assim, para a obtenção do fator C foram utilizados os valores do NDVI (Tabela 37).

É válido ressaltar que a utilização de IVs para a determinação do fator C possui algumas limitações observadas neste trabalho. O fator C, por ser gerado a partir da razão de perdas entre a parcela com vegetação e a parcela desprovida de vegetação, não está associado somente ao vigor da vegetação, mas também às características dos solos e manejo. Tem-se como exemplo que os valores de NDVI observados na parcela C2J foram inferiores aos observados na parcela C1J. No entanto, devido às características pedológicas dos Cambissolos presentes na parcela C2J, foram registradas elevadas perdas de solos na parcela padrão. Assim, foi determinado um valor de Fator C menor para a parcela C2J quando da comparação com a parcela C1J. Neste contexto, quando da correlação dos valores de NDVI e fator C de cada parcela, foram observadas correlações inferiores às aquelas esperadas.

Com os valores médios de NDVI nos quatro cenários avaliados, juntamente com o Fator C determinado em cada parcela e coletado na bibliografia para as áreas de vegetação nativa, foi obtida a equação da reta referente à aplicação de regressão polinomial de ordem 2. Conforme a tabela 37, foram obtidos coeficiente de determinação e coeficiente de determinação ajustado próximos de 1 (93,73% e 93,7%, respectivamente), indicando elevada confiabilidade estatística na aplicação da regressão polinomial (Figura 58). Como o $F_{obs} > F_{tab}$, tem-se que o modelo proposto, em nível de significância de 5%, é adequado para descrever a relação entre NDVI e Fator C.

Tabela 37. Parâmetros da curva de regressão polinomial entre o Fator C e NDVI médio, em nível de significância de 95%.

Correlação	Equação	P	F_{obs}	R^2	$R^2_{aj.}$	Erro padrão
-0,96815	Fator C = 0,5259NDVI² - 1,3811NDVI + 0,8597	0,00	2976	93,73%	93,7%	0,0917

$F_{tab}(1; 23; 0,05) = 4.279$

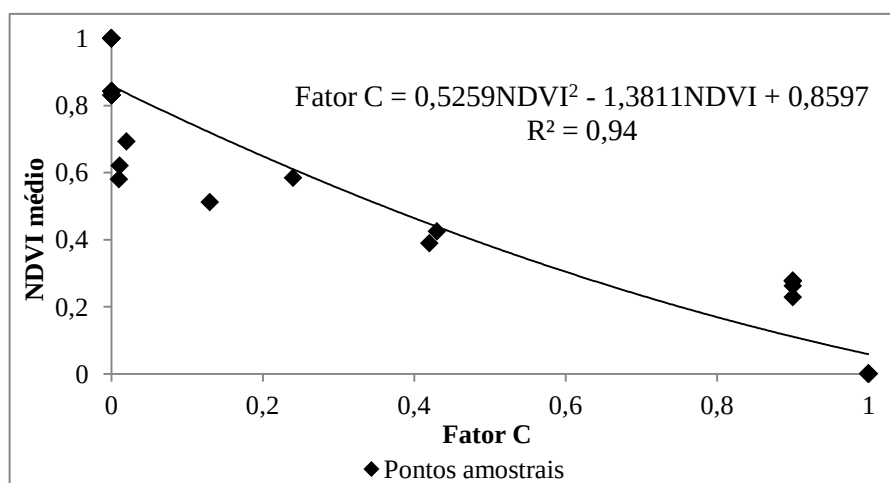


Figura 58. Gráfico de dispersão entre os valores de Fator C e NDVI médio utilizados na análise de regressão.

Nas figuras 59 e 60 são apresentados os resultados da aplicação da equação de regressão estimada para ambas as áreas de estudo. Também são apresentados os resultados do Fator C obtidos a partir do mapeamento do uso da terra e associação com os valores de C constantes na bibliografia. Ao observar as figuras, tem-se que o Fator C obtido a partir do NDVI representa a variabilidade da vegetação ao longo de um mesmo talhão de cana-de-açúcar, bem como ao longo de uma mesma área com pastagens.

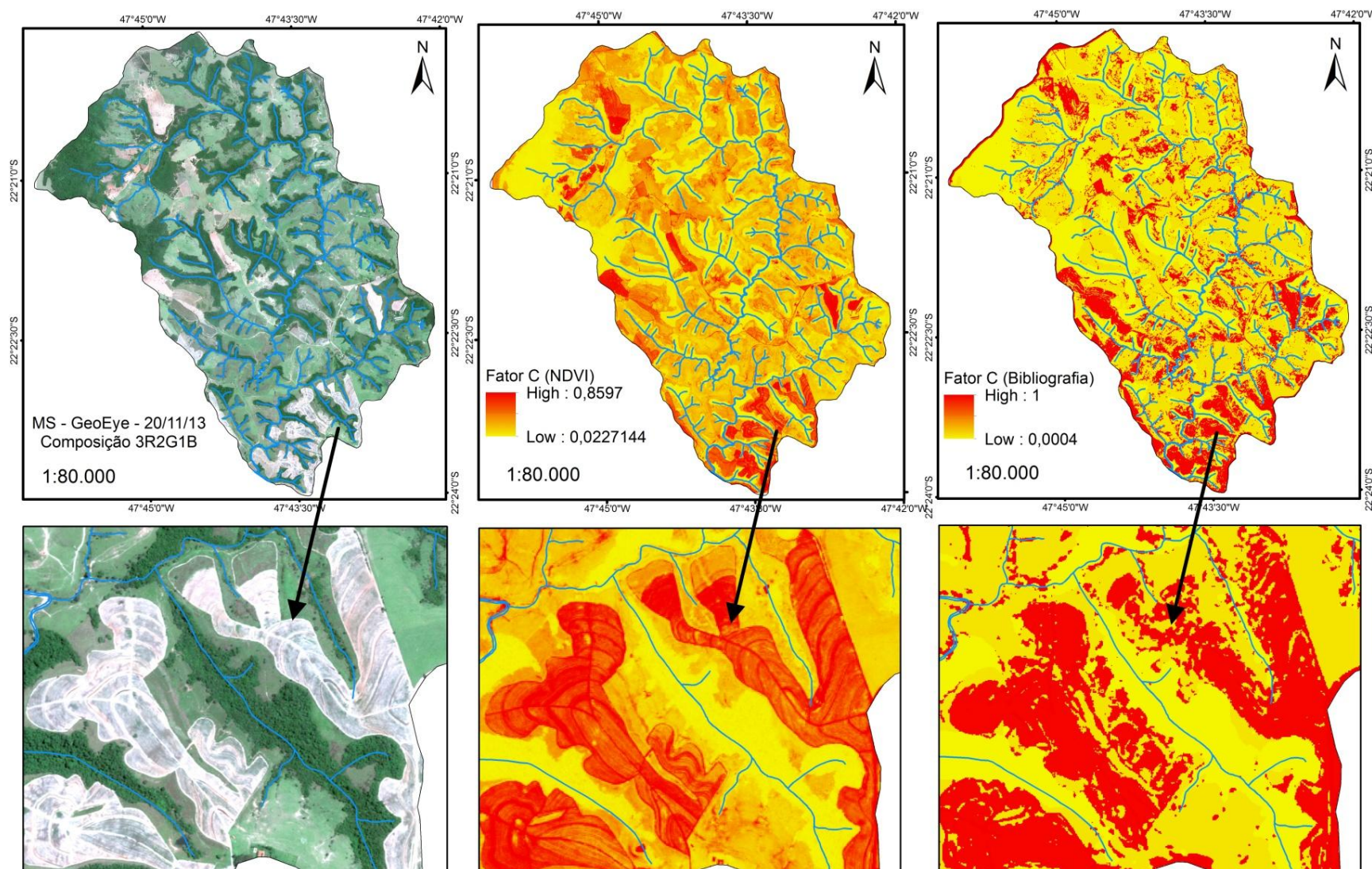


Figura 59. Fator C obtido a partir do NDVI e a partir do mapeamento do uso da terra e associação de valores contidos na bibliografia. Bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande -Novembro/2013.

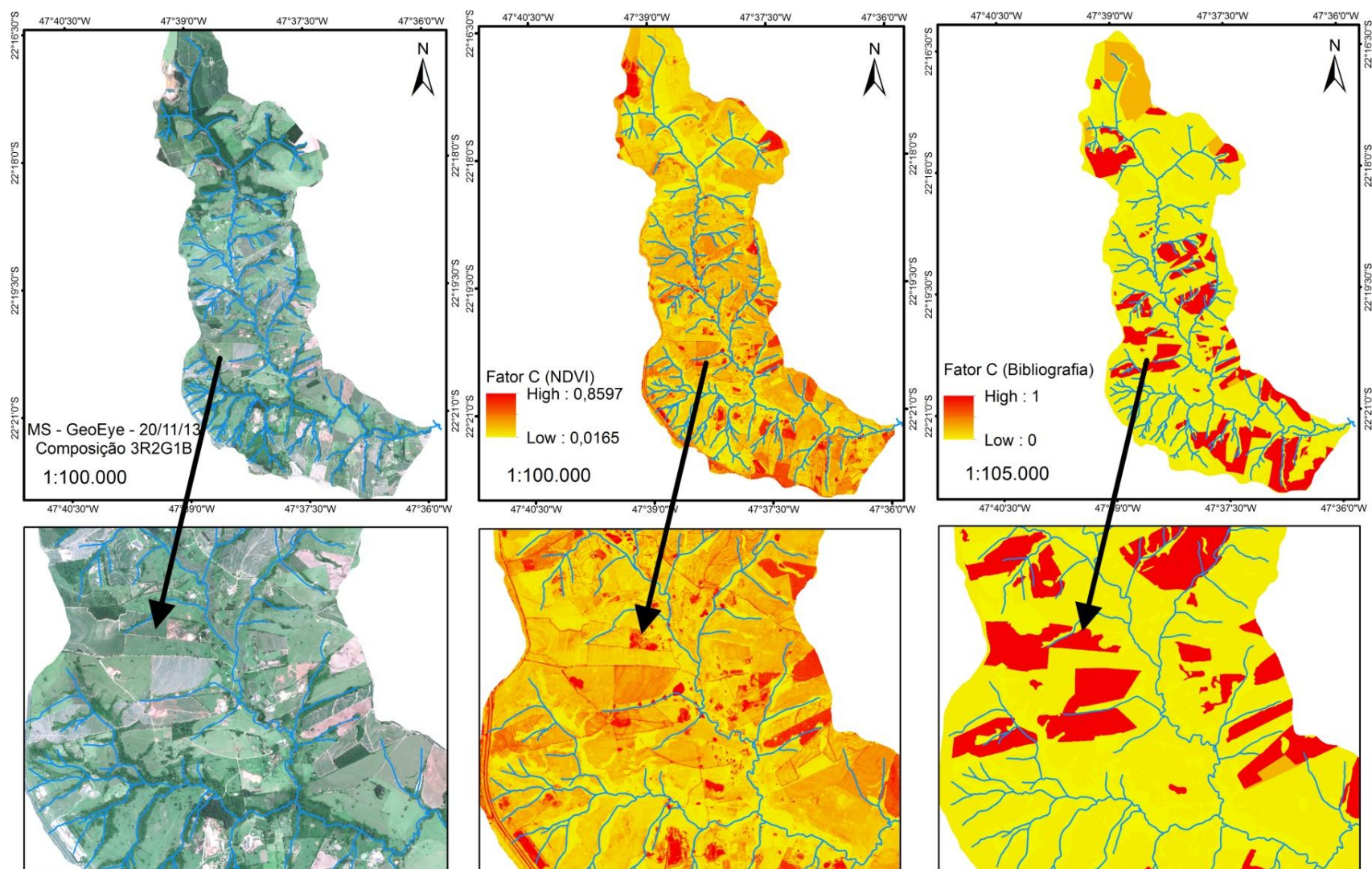


Figura 60. Fator C obtido a partir do NDVI e a partir do mapeamento do uso da terra e associação de valores contidos na bibliografia. Bacia hidrográfica do Ribeirão Jacutinga - Novembro/2013.

Os resultados do fator C obtidos neste trabalho (C_{reg}) também foram comparados a outros procedimentos propostos por Durigon et al. (2014) (C_r) para as condições brasileiras e por van der Knijff et al. (1999 e 2000) (C_{vk}) para as condições europeias (figura 61).

Na tabela 38 tem-se que, para as áreas correspondentes às parcelas experimentais, os dados de C_{reg} e C_d foram os que mais se aproximaram dos valores reais observados em novembro e abril. Quando da comparação com o método proposto por van der Knijff et al. (2000), os valores estimados pelos métodos C_{reg} e C_d foram mais sensíveis na detecção de diferentes densidades de cobertura vegetal, concordando com Durigon et al. (2014). Conforme Collischonn (2001), valores de r^2 entre 0,36 e 0,75 indicam aceitação do modelo. Assim, o modelo proposto nesta pesquisa, bem como por Durigon et al. (2014), é aceitável para a estimativa do Fator C da USLE. No entanto, o modelo proposto nesta pesquisa apresentou valores superiores quanto ao coeficiente de determinação e coeficiente de Nash e Sutcliffe para ambos os cenários, indicando maior aceitação deste modelo para a determinação do fator C.

Tabela 38. Comparação do fator C observado em campo com o Fator C obtido na presente pesquisa (C_{reg}), por Durigon et al. (2014) (C_d) e por van der Knijff et AL. (1999 e 2000) (C_{vk}).

Parcelas	Fator C real	Fator C estimado					
		Novembro			Abril		
		C_{reg}	C_d	C_{vk}	C_{reg}	C_d	C_{vk}
C1M	0,43	0,47	0,34	0,38	0,08	0,09	0,00
C2M	0,42	0,46	0,34	0,38	0,19	0,17	0,05
P1M	0,02	0,13	0,13	0,00	0,07	0,08	0,00
P2M	0,01	0,20	0,19	0,04	0,11	0,12	0,00
C1J	0,23	0,11	0,12	0,00	0,15	0,15	0,01
C2J	0,13	0,15	0,15	0,01	0,13	0,13	0,00
P1J	0,00	0,14	0,15	0,01	0,12	0,13	0,00
Coef. de Nash e Sutcliffe		0,60	0,57	0,66	0,01	-0,01	-0,84
r^2		0,85	0,83	0,89	0,38	0,33	0,56

Apesar do Fator C estimado por van der Knijff et al. (1999 e 2000) apresentar o maior coeficiente de determinação em ambos os cenários, o coeficiente de Nash e Sutcliffe demonstrou, para o cenário de abril, valores inferiores àqueles obtidos pelos demais métodos, indicando menor aceitação deste modelo para os cenários brasileiros.

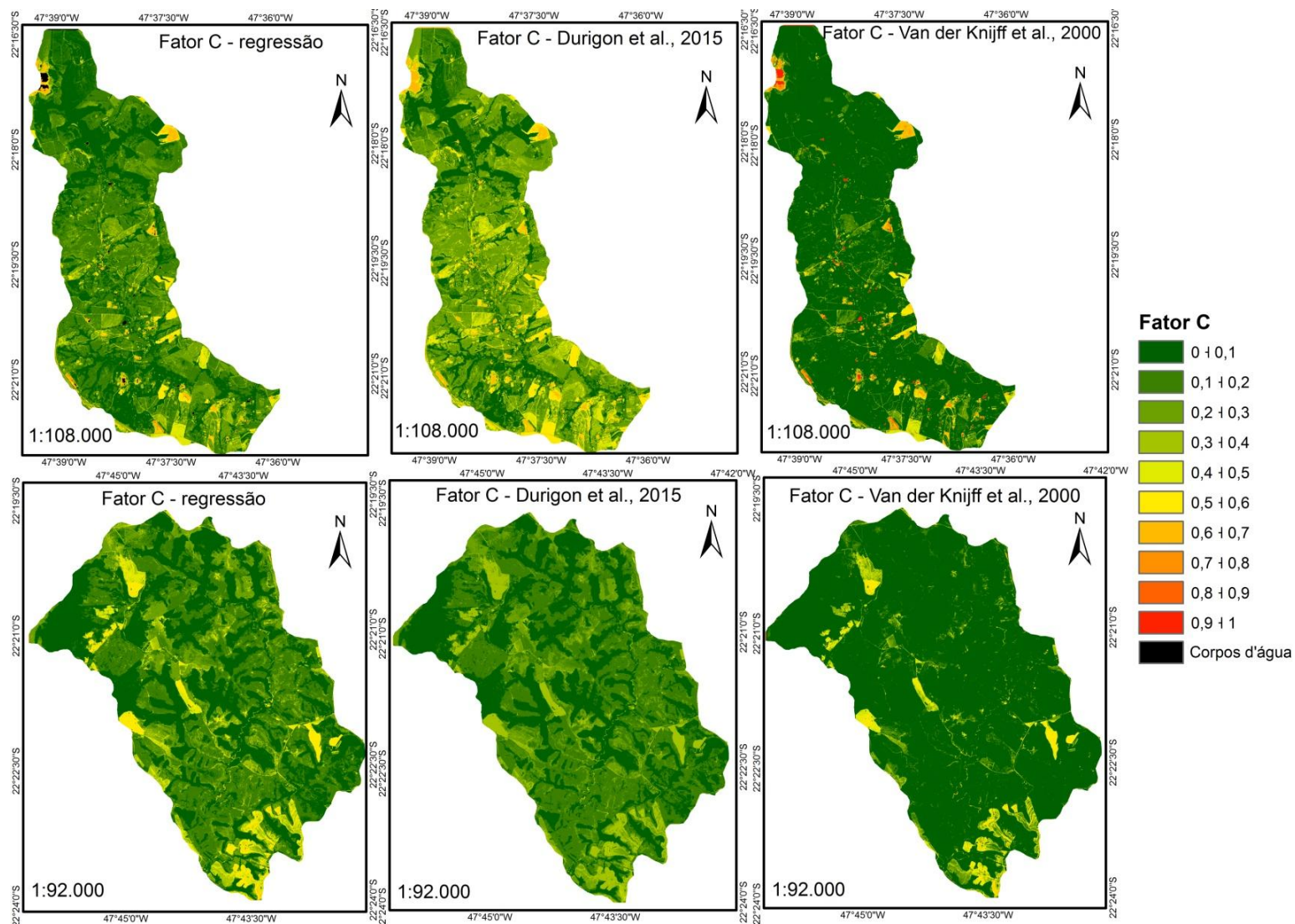


Figura 61. Fator C obtido pelo método da regressão proposto neste trabalho, por Durigon et al. (2014) e por Van der Knijff et al. (2000). Novembro/2013.

5.7 Estimativa e validação das perdas pela MEUPS

Da aplicação da MEUPS utilizando o fator C proposto neste trabalho para três eventos erosivos em ambas as áreas de estudo, foi obtida a correlação de Pearson de 0,93 e coeficiente de determinação (r^2) de 0,86, indicando forte correlação entre as perdas observadas em campo e as perdas estimadas pela MEUPS. Também o coeficiente de Nash e Sutcliffe foi de 0,72, indicando que o desempenho da MEUPS utilizando o Fator C obtido a partir do NDVI foi bom.

Por outro lado, da aplicação da MEUPS para os mesmos eventos erosivos, mas utilizando o fator C gerado pela associação dos valores constantes na bibliografia com as classes de uso da terra, foi obtida correlação de Pearson de 0,81 e coeficiente de determinação de 0,67. Tais resultados indicam menor correlação com as perdas observadas. Também o coeficiente de Nash e Sutcliffe foi de 0,35, indicando que o modelo usando o Fator C oriundo da associação de valores da bibliografia com classes de uso da terra é menos aceitável para estimar as perdas registradas nas áreas de estudo.

Os valores estimados das perdas de solo para os três eventos erosivos utilizando os dois métodos de extração do fator C são apresentados na tabela 39 e nas figuras 62 e 63.

Tabela 39. Perdas de solo observadas e estimadas para 3 eventos erosivos junto às parcelas.

	34 mm			63mm			110mm		
	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}
	ton/ha								
C1M	0,72	0,39	0,50	0,09	0,88	1,09	13,93	9,78	1,58
C2M	1,65	1,43	1,52	2,27	3,01	2,37	16,18	25,75	5,81
P1M	0,68	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00	0,26	0,16	0,01
P2M	0,28	0,01	0,01	0,03	0,30	0,04	0,05	0,25	0,02

	37 mm			63mm			142mm		
	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}	P. reais	C _{reg}	C _{biblio}
	ton/ha								
C1J	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,04	0,05	0,28	0,20
C2J	0,04	0,01	0,05	0,35	0,04	0,21	0,54	0,46	1,09
P1J	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,01	0,02

P. reais = perdas reais observadas junto às parcelas; C_{reg} = perdas estimadas pela MEUPS utilizando o Fator C obtido a partir de análise de regressão apresentada neste trabalho; C_{biblio} = perdas estimadas pela MEUPS utilizando o Fator C proveniente da associação de valores da bibliografia com classes de uso da terra mapeadas.

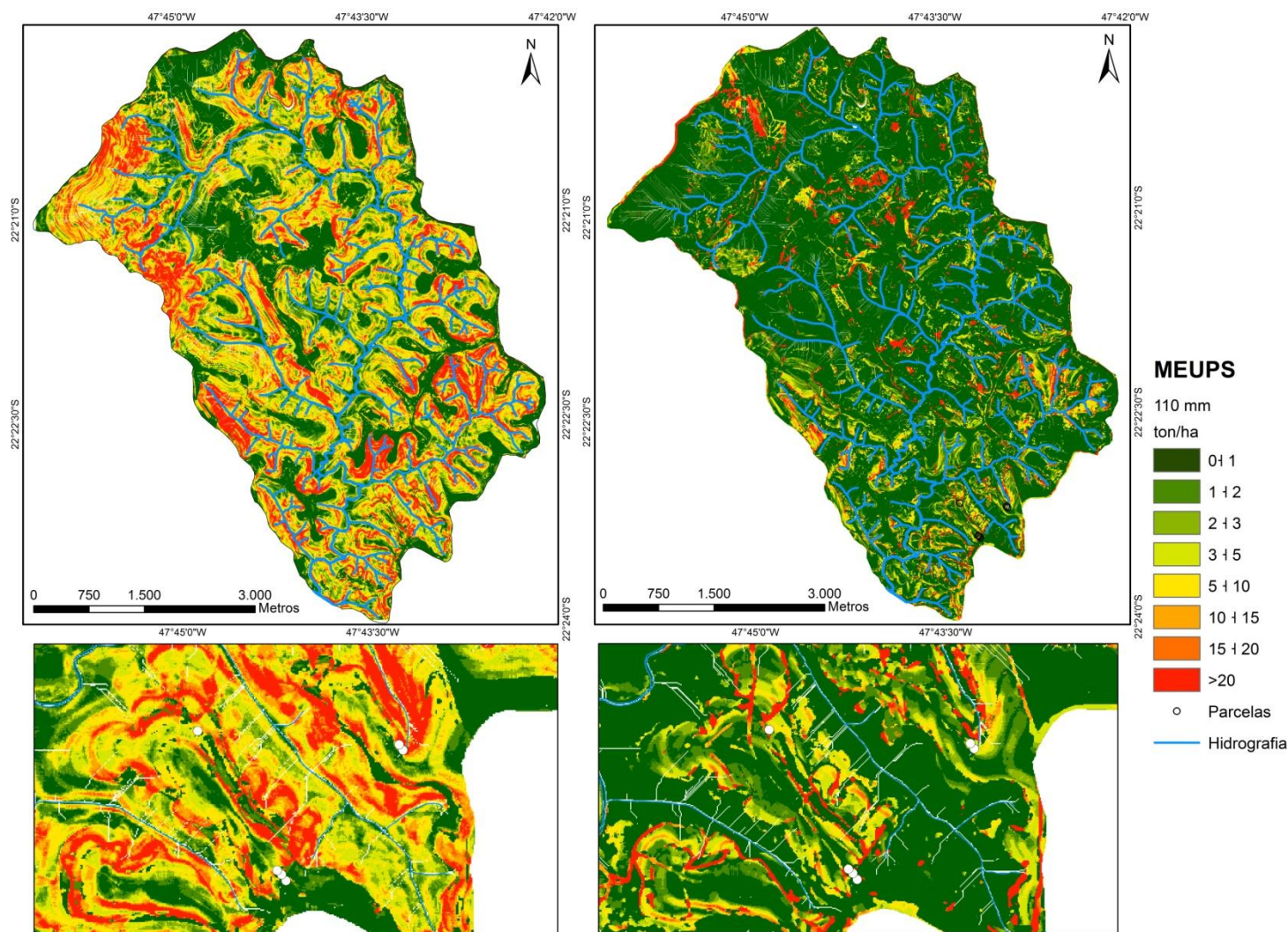


Figura 62. Perdas de solo estimada pela MEUPS para o evento de 110 mm na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande. a. Utilizando o fator C gerado a partir do NDVI; b. Utilizando o Fator C obtido a partir do mapa de uso da terra e posterior associação com os valores presentes na bibliografia.

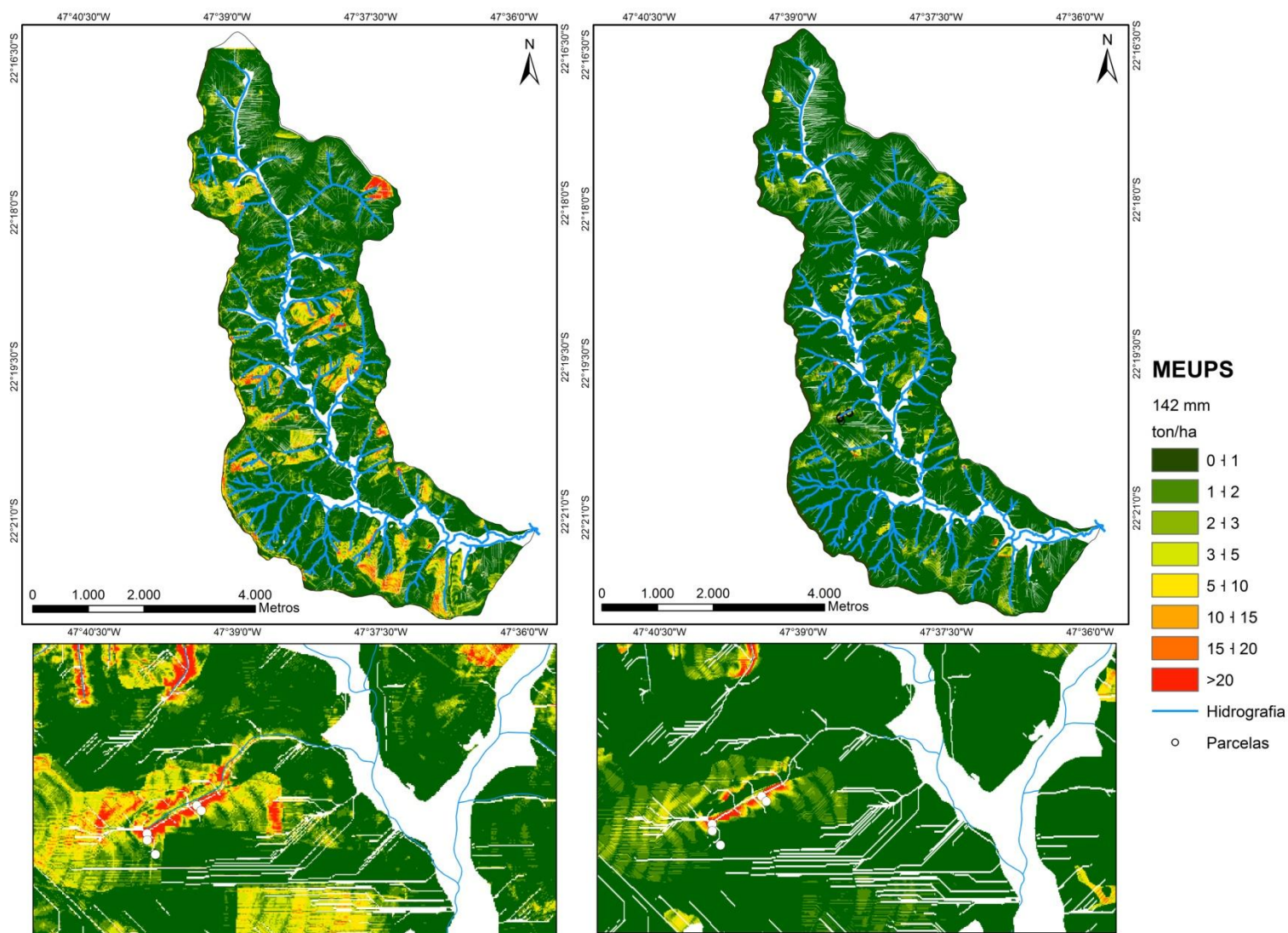


Figura 63. Perdas de solo estimada pela MEUPS para o evento de 142 mm na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga. a. Utilizando o fator C gerado a partir do NDVI; b. Utilizando o Fator C obtido a partir do mapa de uso da terra e posterior associação com os valores presentes na bibliografia.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores de perdas de solo observados em campo estão associados à menor erosividade, uma vez que a estiagem ocorrida no verão de 2013/2014 alterou a dinâmica erosiva das áreas de estudo. Mesmo em condições atípicas, os resultados demonstraram os efeitos negativos dos cultivos de cana-de-açúcar em relação aos processos erosivos na zona de transição do relevo da depressão periférica paulista com o relevo de cuestas arenito basálticas.

Nos trabalhos de levantamento pedológico realizados na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, foram constatados, no geral, que na mesma vertente e em posição topográfica similar, as áreas com cultivo de cana-de-açúcar apresentaram solos rasos (Cambissolos Háplicos) e as áreas com pastagens apresentaram solos de maior profundidade (Neossolos Quartzarênicos e Argissolos Vermelho Amarelo).

Em todas as áreas com pastagens, as perdas de solo foram inferiores a $1,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ enquanto que nas áreas com cana-de-açúcar localizadas na bacia hidrográfica do córrego Monjolo foram superiores a $49 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Portanto, as diversidades de solos observadas em uma mesma vertente e em posição topográfica similar, em que pesem as diferenças de escala do levantamento pedológico e das avaliações da presente pesquisa, ponderando todas as características pedogenéticas, se devem aos processos de erosão hídrica acelerada ocorridas nas áreas com cultivos de cana-de-açúcar.

O processo de formação dos solos, o qual depende basicamente do material de origem e das condições climáticas, requer de centenas a muitos milhares de anos. Neste sentido, considerando que a taxa de formação dos solos é inferior à taxa de perdas estimada em cana-de-açúcar localizadas em solos arenosos, torna-se necessária a imediata aplicação de práticas conservacionistas. Tais medidas são necessárias visto que a continuidade do processo erosivo intensifica as mudanças nos atributos físicos (modificações das classes texturais) e químicos dos solos (perda de nutrientes), tendendo à lavagem e remoção do horizonte de superfície, ocasionando a total degradação dos solos e o consequente abandono do ambiente.

Da comparação entre os resultados, em ambas as áreas de estudo, as perdas de solo nas áreas de pastagens foram baixas e inferiores aos limites de tolerância de perdas. Mesmo em condições diversas de paisagem (relevo e solos), as gramíneas presentes nas áreas de pastagens se comportaram de maneira similar frente aos processos erosivos, demonstrando a importância da cobertura vegetal na proteção dos solos. A manutenção contínua deste vegetação, sem a ocorrência de solo descoberto, contribuíram para minimizar as perdas por erosão hídrica. Neste sentido, todos os valores do Fator C foram de 0,01.

Por outro lado, verificou-se, em ambas as áreas de estudo, diferenças nas perdas de solos nas parcelas com cana-de-açúcar. Nesta cultura, a superfície fica periodicamente descoberta devido o período de colheita. Também, nas áreas de solos predominantemente arenosos e/ou degradados verificou-se vegetação menos densa e vigorosa, proporcionando menor nível de cobertura e proteção do solo. Neste sentido, as diferenças nas perdas de solo em canaviais são ocasionadas pelas condições físicas da paisagem.

Nestas perspectiva, as condições de menor profundidade efetiva em relevo ondulado e os elevados teores de areia, associados ao recente revolvimento do solo e ausência de restos culturais, são os fatores responsáveis pelas elevadas perdas nos solos arenosos. Estes resultados indicam condições de degradação e prévio esgotamento dos solos, demonstrando que as condições físico-químicas dos solos, características do relevo e manejo tornam o cultivo de cana-de-açúcar uma atividade agrícola inadequada na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

Assim, o que se verifica no contexto regional estudado, é que a expansão e o cultivo de cana-de-açúcar é realizado indistintamente, não considerando as condições de fragilidade natural de cada ambiente. Tal característica de uso da terra, associada à sequência de eventos chuvosos típicos de ambientes quentes e úmidos, favorece a ocorrência dos processos erosivos. Neste sentido, o futuro agrícola brasileiro está sendo comprometido pela ausência de um adequado planejamento do uso da terra, onde a produção de etanol, sem o devido planejamento, é uma atividade de grande impacto sobre a natureza, especialmente em locais de maior fragilidade erosiva.

Devido aos distintos comportamentos frente aos processos erosivos das culturas de cana-de-açúcar, foram determinados valores variados de Fator C. Enquanto na bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga os valores do Fator C variaram de 0,13 a 0,23, na bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande, variaram de 0,41 a 0,43.

Diante da diversidade de valores do Fator C, provenientes de paisagens com diferentes características de solo e relevo, maior atenção deve ser dada quando da utilização de modelos preditivos. Assim, para culturas anuais e semi perenes é necessária a adoção de valores do fator C adequados para cada paisagem.

No entanto, o que se verifica no cenário nacional e internacional, é a constante aplicação de modelos preditivos utilizando base de dados do fator C determinados para condições distintas daquelas modeladas. A carência de estudos do comportamento erosivo dos solos brasileiros, em diferentes condições naturais e em diferentes manejos, bem como a

proposição de novas formas de aquisição do Fator C, é um dos maiores obstáculos para a concepção de modelos para as condições tropicais.

Considerando a importância da cobertura vegetal nas modelagens de perdas de solo e visando contemplar as características de cobertura vegetal e manejo observadas em campo, a proposição metodológica de determinação do Fator C demonstrou melhores resultados do modelo MEUPS em eventos de chuva individuais. Assim, o procedimento metodológico de utilização dos índices de vegetação obtidos por sensoriamento remoto, proposto nesta pesquisa, possibilitou a determinação do fator C. A utilização do NDVI permitiu a obtenção de mapas do fator C com diferentes níveis de proteção do solo pela cobertura vegetal.

Em comparação com os demais métodos presentes na bibliografia de determinação do Fator C a partir do NDVI, a aquisição do fator C conforme proposto neste trabalho obteve a maior aceitação estatística, apresentando os valores estimados mais próximos da realidade observada em campo.

Tendo em vista que a cobertura vegetal é a segunda variável de maior peso no processo erosivo, foi constatada grande divergência entre as perdas estimadas pela MEUPS utilizando diferentes métodos de extração do fator C. Neste contexto, tem-se a necessidade de aprimorar, em nível nacional, a extração do fator C.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMI, M.; MENDES, F. de S.; AGUIAR, D. A.; SALGADO, M. P. G.; RUDORFF, B. F. T. Mudança do uso da terra devido à expansão da cana-de-açúcar em São Paulo de 2005 a 2011. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013, p. 482-489.

ALMEIDA, F. F. M. de. Fundamentos geológicos do relevo paulista. In: São Paulo. Instituto Geográfico e Geológico. **Geologia do Estado de São Paulo**. São Paulo. 1964. p. 169-263 (Boletim nº 41).

ALMEIDA, F. F. M.; BARBOSA, O. Geologia das quadriculas de Piracicaba e Rio Claro. Estado de São Paulo. **Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia**, Brasília, n.143, p. 1-96, 1953.

ALMEIDA, J. R. Erosão dos solos e suas consequências. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v. 7, n. 80, p. 17-26, 1981.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D. DA; PRUSKI, 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. **Engenharia Agrícola** (online), v. 30, n.6, p. 1046-1049, 2010.

ANGIMA, S. D.; STOTT, D. E.; O'NEILL, M. K.; ONG, C. K.; WEESIES, G.A. Use of callindra–Napier grass contour hedges to control erosion in central Kenya. **Agric. Ecosyst. Environ.**, n.91, pp. 15–23, 2002.

ASSELMAN, N. E. M.; MIDDELKOOP, H.; VAN DIJK P. M. The impact of changes in climate and land use on soil erosion, transport and deposition of suspended sediment in the River Rhine. **Hydrological processes**, n.17, p.3225–3244, 2003.

AZEVEDO, M. M., LEITE, L. L., BAPTISTA, G. M. de M. The use of digital photographs to quantify vegetation ground cover in degraded areas. **Sociedade & Natureza**. Uberlandia, p. 674-682, 2005.

BABALOLA, S.O. OSHUNSANYA, K. Are Effects of vetiver grass (*Vetiveria nigritana*) strips, vetiver grass mulch and an organomineral fertilizer on soil, water and nutrient losses and maize (*Zea mays*, L) yields. **Soil Tillage Res.**, n. 96, p. 6–18, 2007.

BARBOSA, C. **Planejamento urbano sustentável: diretrizes de urbanização embasadas nas características geomorfológicas/pedológicas de vertentes**. 2010. 123 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010.

BARBOSA. C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinamica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas**. 2005. 255 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São Jose dos Campos. 2005.

BAVER, L.D.; GARDNER, W.H.; GARDNER, W.H. **Física de suelos**. 4.ed. México: Union Topográfica Editorial Hispano Americano, 1972. 529p.

BELTRAME, L.F.S.; GONDIN, L.A.P. & TAYLOR, J.C. Estrutura e compactação na permeabilidade de solos do Rio Grande do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 5, p. 145-149, 1981.

BENGTSON, R.L., SELIM, H.M. USLE "C" values for Louisiana sugarcane (2007) **ASABE Annual International Meeting**, 12 p. 2007.

BENGTSON, R.L., SELIM, H.M. USLE "C" values for Louisiana sugarcane (2010) **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. Annual International Meeting, ASABE, v. 1, pp. 360-370. 2010.

BENGTSON, R.L., SELIM, H.M. USLE "C" values for Louisiana sugarcane (2012) **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. Annual International Meeting, ASABE, v. 1, pp. 199-213, 2012.

BERGAMIN, A. C.; VITORINO, A. C. T.; FRANCHINI, J. C.; SOUZA, C. M. A.; SOUZA, F. R. Compactação em um Latossolo Vermelho distroférrico e suas relações com o crescimento radicular do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.681-691, 2010.

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**, Viçosa, v.24, n.3, p.657-668, 2000.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para milho e aveia em rotação com outras culturas em três sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.545-552, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo: Editora Ícone, 2010.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR, R. **Equação de perdas de solo**. Campinas: IAC, 1975. 25p. (Boletim técnico, 21).

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, R, BENATTI JÚNIOR, R. **Metodologia para a determinação de perdas por erosão**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975. 14p. (Circular, 44).

BERTONI, J.; PASTANA, F.I.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI Júnior, R. **Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo, no Instituto Agrônômico de Campinas**. Campinas: IAC, 1972. 56p. (Circular, 20).

BEUTLER, J. F., BERTOL, I., VEIGA, M., WILDNER, L. P. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Alumino férrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 27, n. 3, p. 509-517. 2003

BLAINSKI, É.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; GUIMARÃES, R. M. L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo à penetração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 975-983, 2008.

BOARDMAN, J., Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, v. 68, p. 73-86.2006.

BOCHET, E.; POESEN, J.; RUBIO, J. L.; Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. **Earth Surf. Processes Landforms**, v.31, n.5, p. 536–549, 2006.

BONO, J.A.M.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; EVANGELISTA, A.R.; CARVALHO, M.M.; SILVA, M.L.N. Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativas. **Past. Trop.**, v. 18, p. 2-8, 1996.

BORTOLETTO, M. A. M. **Influência de diferentes coberturas orgânicas e inorgânicas na informação hiperespectral da camada superficial de Latossolos**. 2010. 67 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

BOULOMYTIS, V. T. G.; GARCIA, C. E.; SILVA, F. B.; TRABAQUINI, K.; CORRÊA, S. C. Proposta metodológica para o estudo da reflectância e da transmitância de uma superfície lambertiana no âmbito do sensoriamento remoto. **Latin American Journal of Physics Education**, v. 5, n. 2, p. 461-466, June 2011.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. LEPSCH, I. Rio de Janeiro: Bookman, 3ed, 2012.

BRASIL. MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). Cadeia Produtiva de Carne Bovina. **Série Agronegócios**, v. 8. Brasília. MAPA/ IICA. 2007.

BRASIL. MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento); MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia); MME (Ministério de Minas e Energia); MDICE (Ministério do desenvolvimento Indústria e Comércio Exterior). **Diretrizes de política de agroenergia 2006 – 2011**. 2005. 33 p.

BREUNIG, F.M. **Dados de reflectância e emissividade do sensor ASTER/Terra aplicados ao estudo de solos quartzosos**. 2008. 181 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2008.

BUNNIK, N.J.J. **The multispectral reflectance of shortwave radiation by agricultural crops in relation with their morphological and optical properties**. 1978. 178 f. Ph.D Thesis. Agricultural University, Wageningen, Netherlands, 1978.

CABEDA, M. S. V. **Computation of storm EI Values**. West Lafayette: Purdue University, 1976. 6p. (unpublished).

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CALVO-CASES, C. BOIX-FAYOS, A.C. IMESON Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. **Geomorphology**, v. 50, p. 269–291, 2003.

CAMARGO, O.A. de.; ALLEONI, L.R.F. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1997. 132 p.

CAMPBELL, J.B. **Introduction to remote sensing**. 2.ed. New York: Guilford Press, 1996. 622p.

CARSEL, R. F.; R. S. PARRISH. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. **Water Resources Research**. v.24, n.5, p. 755-769.1988.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 2000. 154p.

CASAGRANDE, A. A. Compactação e manejo do solo na cultura da cana-de-açúcar. In: MORAES, M.H.; MÜLLER, M.M.L.; FOLONI, J.S.S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo - sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2001. p.150-97.

CASERMEIRO, M. A; MOLINAB, J. A.; De la CRUZ CARAVACA, M. T.; COSTA, J. H.; HERNANDO MASSANETA, M. I.; MORENO, P. S.. Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soils of Mediterranean climate. **Catena**, v. 57, n. 1, p. 91–107, 2004.

CASSETI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. São Paulo: Contexto, 1991.

CAVALIERI, A. **Estimativa da adequação de uso das terras da Quadrícula de Moji Mirim (SP), utilizando diferentes métodos**. 1998. 112 f. Tese de Doutorado - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. CEAPLA. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas/>>. Acesso em 25/06/2012.

CHAVES, H.M.L. Análise Global da sensibilidade dos parâmetros da equação universal de perda de solo modificada (MUSLE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p.345-350, 1991.

COELHO, A. T. **Efeitos da vegetação na estabilidade do solo e de taludes**. In: Curso sobre erosão e controle de sedimentos, 13., Belo Horizonte, 2005.

COGO, N.P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas de erosão em condições de chuva natural. I. Sugestões gerais, medição dos volumes, amostragem e quantificação de solo e água da enxurrada. 1ª aproximação. In: Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do Solo, 2., 1978, Passo Fundo. **Anais...** Passo Fundo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1978. p.75-98.

COLEMAN, T.L.; MONTGOMERY, O.L. Soil moisture, organic matter, and iron content effect on the spectral characteristics of selected Vertisols and Alfisols in Alabama. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Bethesda, v.53, p.1659-1663, 1987.

COLLARES, G. L.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Compactação de um Latossolo induzida pelo tráfego de máquinas e sua relação com o crescimento e produtividade de feijão e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.933-942, 2008.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2001.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (CEC). **Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for the protection of soil and amending - Directive 2004/35/EC**, Brussels, 2006.

CONCEICAO, F. T. da; BONOTTO, D. M. Dose de exposição radiométrica e composição das rochas sedimentares e ígneas na bacia do Rio Corumbataí (SP). **Revista Brasileira de Geofísica**, v..24, n.1, p. 37-48, 2006.

COPERSUCAR. Compactação dos Solos. In: **Seminário de tecnologia Agrônômica**, 1., 1982, Piracicaba: Centro de Tecnologia Copersucar, 1982. p. 169-177.

CORRÊA, E. A. **Caracterização da cobertura vegetal na Equação Universal de Perda de Solos (fator C) por meio de geotecnologias**. 2011. 167 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

CORRÊA, E. A., PINTO, S. A. F., MORAES, I. C. Análise da influencia dos parâmetros de iluminação de cena e sombreamento do relevo em índices de vegetação pela diferença normalizada In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p 231-236.

CORREA, E. A.; PINTO, S. dos A. F., COUTO JUNIOR, A. Espacialização temporal das perdas de solos em uma microbacia hidrográfica com predomínio de solos arenosos. **Geografia**, v. 40, n. 1, p. 101-118, 2015.

CORRECHEL, V. **Avaliação de Índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ¹³⁷C**. 2003. 79f. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ, Piracicaba, 2003.

COSTA, A. L. C. **Estudo da vulnerabilidade à erosão com aplicação da Equação Universal de perdas de solo na alta Bacia Hidrográfica do rio Jacaré Pepira, utilizando SIG/SPRING**. 2005. 168 f. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

COUTO JUNIOR, A. A. **Erosão hídrica e transporte sedimentos na Bacia do Ribeirão Cachoeirinha (Rio Claro, SP)**. Universidade Estadual Paulista, Relatório interno, 2014.

CURRAN, P.J. 1981. Multispectral remote sensing for estimating biomass productivity. In: Smith, H. **Plants and die daylight spectrum**. London: Academic Press, 1981, p. 65-69.

DALMOLIN, R. S. D.; GONÇALVES, C. N.; KLAMT, E.; DICK, D. P. Relação entre os constituintes do solo e seu comportamento espectral. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 2, p. 481-489, 2005.

DE ASIS, A. M.; OMASA, K. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 62, pp. 309–324, 2007.

DE BAETS, S.; POESEN, J.; KNAPEN, A.; GALINDO, P. Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. **Earth Surf. Processes Landforms**, v. 32, n. 9, p. 1323–1345, 2007.

DE JONG, S. M. **Application of Reflective Remote Sensing for Land Degradation Studies in a Mediterranean Environment**. 1994. 252 f. Ph.D Thesis, University of Utrecht, Netherlands, 1994.

DE MARIA, I.C. **Razão de perdas de solo para alguns sistemas de manejo da cultura de milho**. 1995. 93 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

DE MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p. 263-270, 1997.

DE MARIA, I.C.; LOMBARDI NETO, F.; DECHEN, S.C.F; CASTRO, O.M. Fator da equação universal de perdas de solo (EUPS) para a cultura de cana-de-açúcar. In: Reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água, 10., 1994, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p.148-149.

DE PLOEY, J. The ambivalent effects of some factors of erosion. **Mém. Inst. Géol.**, Louvain, v. 31, p.171-181, 1981.

DEMATTE, J.AM **Reflectância espectral de solos**. 1999. 45 f. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

DEMATTE, J. A. M. Capítulo III - **O sensoriamento remoto – fotointerpretação e fotopedologia**. Material de aula: Sensoriamento remoto aplicado a Levantamento de solos. Pós Graduação em Ciências do Solo e Nutrição de Plantas. ESALQ/USP, 2009.

DEMATTE, J. A. M.; OTTO, R.; TERRA, F. da S.; NASCIMENTO, A. F. do; PEREIRA, L. H.; TOMA, R. S. **Assessment of sugarcane harvesting residue effects on the soil spectral behavior**. No prelo. 2015.

DEMATTE, J. A. M.; RIZZO, R., BORTOLETTO, M, A. Método geotecnológico integrativo na caracterização de solos desenvolvidos de diferentes materiais de origem. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 638-648, 2011.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DESMET, P. J. J.; G. GOVERS. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51 n. 5, p. 427-433, 1996.

DIAS JUNIOR, M. S.; PIERCE, F. J. Revisão de literatura: O processo de compactação do solo e sua modelagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, p.175-182, 1996.

DONZELI, P. L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S. A. F.; NOGUEIRA, F. P.; ROTTA, C. L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico

básico para o planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. Campinas, **Documentos IAC**, v. 29, p.91-119,1992.

DOORENBOS, J; KASSAM, A. H. **Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos**. Roma: FAO, 1979. 212 p. (Estudio FAO: Riego y Drenaje, 33)

DOORENBOS, J.; PRUITT, J. O. **Crop water requirement**. Rome: FAO, 1977, 179p. (Irrigation and Drainage Paper, n. 24)

DORAN, J.W.; PARKIN,T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America Special Publication Number 35, 1994. p.1-20.

DURAN, Z.V.H.; RODRÍGUEZ, P. C. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. **Agron. Sustainable Dev.**, v. 28, n. 1, p. 65–86, 2008.

DURIGON, V.L.; CARVALHO, D.F.; ANTUNES, M.A.H.; OLIVEIRA, P.T.S.; FERNANDES, M.M. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, v.35, p.441-453, 2014.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997, 212 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. edição. Rio de Janeiro, 2013, 353 p.

EPIPHANIO, J. C. N. **Dados TM Landsat-5 no estudo das culturas de trigo e feijão**. 1988.160 f. Tese de Doutorado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1988.

EPIPHANIO, 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**, Brasília, v. 31, n. 6, p. 445-454, 1996.

ERENCIN Z. **C-Factor Mapping Using Remote Sensing and GIS: a case Study of Lom Sak/Lom Kao, Thailand**. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC), 2000.

FACINCANI, E. M. **Influência da estrutura tectônica no desenvolvimento das boçorocas da região de São Pedro, SP**. 1995. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1995.

FEITOSA, M. V. **Variação temporal do Índice de Vegetação (NDVI) correlacionada ao uso e manejo do solo para a estimativa da erosão**. 2006. 128f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas, 2006.

FERREIRA, M. E.; ANDRADE, L. R. M.; SANO, E. E.; CARVALHO, A. M.; JUNQUEIRA, N. T. V. **Uso de imagens digitais na avaliação da cobertura do solo**. Planaltina, DF : Embrapa Cerrados, 2001. 50p. (Embrapa Cerrados:Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 21).

FERREIRA, M. S.; ENNES, R.; GALO, M. de L. T. Estudo do comportamento espectral das águas da planície de inundação do alto rio Paraná baseada em técnicas de análise de dados hiperespectrais. In: Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, 3., 2010, Recife. **Anais...** Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2010, p. 01 - 09.

FIGUEIREDO, L. H. A.; DIAS JUNIOR, M. S.; FERREIRA, M. M. Umidade crítica de compactação e densidade do solo máxima em resposta a sistemas de manejo num Latossolo Roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 487-493, 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil Erosion by water: some measures for its control on cultivated lands**. Rome: FAO, 1965. 284p.

FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, J. C. N. **Características espectrais de culturas e rendimento agrícola**. São José dos Campos, 1990. (INPE-5125-RPE/630).

FREDERICE, A. et al. Diagnóstico Ambiental do rio Corumbataí em trecho urbano do município de Rio Claro, SP. **Geociências**, v. 29, n.4, p. 643-657, 2010.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto taquari - MS/MT**. 2012. 115 f. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2012.

GALETI, P. A. **Práticas de controle á erosão**. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, São Paulo, 1973.

GALINDO, I. C.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 13, p. 95- 100, 1989.

GARCÍA-RUIZ, J.M., BEGUERÍA, S., NADAL-ROMERO, E., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., LANA-RENAULT, N., SANJUÁN, Y. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. **Geomorphology**, v. 239, n.15, p. 160-173, 2015.

GARCIA, G. J. **Sensoriamento remoto: Princípios e interpretação de imagens**. São Paulo: Nobel, 1982.

GATES, D. M.; KEEGAN, H. J.; SCHLETER, J. C.; WEIDNER, V. R. Spectral properties of plants. **Applied Optics**, v.4, n.1, p.11-20, 1965.

GAUSMAN H. W. Leaf reflectance of near infrared. **Photogrammetric Engineering**, v. 40, n.2, p.183-191. 1974.

GENOVEZ, A. M. **Métodos de Estimação de Vazões de Enchentes Para Pequenas Bacias**. 1983. 96 f. Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Campinas. 1983.

GENÚ, A. M.; DEMATTÊ, J. A. M. Informações espectroeletrômagnéticas e topográficas na determinação de teores de componentes do solo. **Bragantia**, v. 69, n. 01, p. 157-164, 2010.

GOVERS, G.; EVERAERT, W.; POESEN, J.; RAUWS, G.; DE PLOEY, J.; LAUTRIDOU, J.P. A long flume study of the dynamic factors affecting the resistance of a loamy soil to concentrated flow erosion. **Earth Surf. Process. Landforms**, v. 15, p. 313–328, 1990.

GRAÇA, P. M. L. de A. **Monitoramento e caracterização de áreas submetidas à exploração florestal na Amazônia por técnicas de detecção de mudanças**. 2004. 275 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/INPE. São José dos Campos, 2004.

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: CUNHA, S.B.; GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia – Exercícios, Técnicas e Aplicações**. 2º ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 2005, p. 139-155.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos**. 8ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008. p.149-195.

GUY, B. T.; DICKINSON, W. T.; RUDRA, R. P. The roles of rainfall and runoff in the sediment transport capacity of interrill flow. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1378-1385, 1987.

GYSEL, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress Phys. Geogr.**, v. 29, n.2, p. 189–217, 2005.

IPPOLITI RAMILO, G. A. **Geoprocessamento para caracterização geoambiental e estimativa da cobertura do solo de pastos em microbacia na zona da mata - MG**. 2002, 95 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1981.

ITALIANO, W. L. et al. Técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica aplicadas no Projeto de gestão hídrica do município de Jaboticabal-Córrego Rico Limpo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais....** São José dos Campos: INPE, 2003.

HALL, F.G.; STREBEL, D.E.; NICKESON, J.E.; GOETZ, S.J. Radiometric rectification: toward a common radiometric response among multitemporal, multisensor images. **Remote Sensing of Environment**, v.35, n.1, p.11-27, 1991.

HENDERSON, T.L.; BAUMGARDNER, M.F.; FRANZMEIER, D.P.; STOTT, D.E.; COSTER, D.C. High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p. 865-872, 1992.

HILLS, R. C. The determination of the infiltration capacity of field soils using the Cylinder Infiltrometer. **British Geomorphological Research Group**, Technical Bulletin, London (UK), n. 3, 1970.

HODGES, W. K.; BRYAN, R. Influence of material behavior on runoff initiation in the Dinosaur Badlands, Canada. In: R. BRYAN; A. YAIR. **Badland Geomorphology and Piping**. Norwich: Geobooks, p. 13-4, 1982.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America** v. 56, p. 275-370, 1945.

HUDSON, N. W. An introduction to the mechanics of soil erosion under conditions of sub-tropical rainfall. **Proceedings and transactions - Rhodesia Scientific Association**, v. 49, p. 15-25, 1961.

HUDSON, N. W. **Soil conservation**. 3. ed. Ames: Iowa State University Press, 1995. 391 p.

HUDSON, N.W.; JACKSON, D.C. Results achieved in the measurement of erosion and runoff in Southern Rhodesia. In. Inter-African Soils Conference, 3., 1959, Dalaba. **Proceedings...** Dalaba, p. 575-83, 1959.

HUETE, A. R. Soil influences in remotely sensed vegetation-canopy spectra. In: ASRAR, G. **Theory and applications of optical remote sensing**. New York: J. Wiley, 1989. Cap. 4, p. 107-141.

HUETE, A.R.; JACKSON, R.D.; POST, D.F. Spectral response of a plant canopy with different soil background. **Remote Sensing of Environment**, v. 17, p. 37-53, 1985.

HUETE, A.R., JACKSON, R.D, Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies, **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p.89-105, 1988.

IBGE. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro: IBGE, 2006

INMAN-BAMBER, N.G. Sugarcane water stress criteria for irrigation and drying off. **Field Crops Research**, v. 89, p. 107-122, 2004.

JACKSON, R. D.; PINTER JR., P. J. Spectral response of architecturally different wheat canopies. **Remote Sensing of Environment**, v.20, n.1, p.43-56, 1986.

JACKSON, R.D.; SLATER, P. N.; PINTER JR, P. J. Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and turbid atmospheres. **Remote Sensing of Environment**, v. 13, n. 3, p.187-208, 1983.

JIANG, Z.; HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, 2008.

JOAQUIM, A. C. **Identificação de variedades de cana-de-açúcar em três classes texturais de solos, na região de Araraquara-SP, através de análise de nível de cinza em imagens LANDSAT/TM**. 1998. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

JORDAN, C.F. Derivation of leaf-area index from quality of light on the forest floor. **Ecology**, v.50, p.663-666, 1969.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. **Ozean Journal of Applied Sciences** v 3, n 1, p. 77-85, 2010.

KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia: Relações solo planta**. São Paulo: Agronômica Ceres. 1979. 262p.

KIRCHNER, J.A.; D.S. KIMES; MCMURTREY, J. E. Variation of directional reflectance factors with structural changes of a developing alfalfa canopy. **Applied Optics**, v. 21, n. 20, p.3766-3774, 1982.

KNAPEN, A.; POESEN, J.; GOVERS, G.; GYSSELS, G.; NACHTERGAELE, J. Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review original research article. **Earth Science Reviews**, v. 80, p.75–109, 2007.

KOFFLER, N. F. Carta de declividade da bacia do Rio Corumbataí para análise digital (SIG). **Geografia**, Rio Claro, v. 19, n. 2. p. 167-182, 1994.

KOPPEN, W. Klassifikation der klimate nach temperatur, niederschlag und jahreslauf. **Petermanns Geographische Mitteilungen**, Gotha, v. 64, p. 193- 203, 1918.

LAFLEN, J. M. Special problems of the USLE: soil erodibility (K). In: Workshop on estimating erosion and sediment yield on rangelands, 1., Tucson. **Proceedings...** Oakland: Agricultural Research Service, 1982. p. 63-72.

LAL, R. Erodibility and erosivity. In: LAL, R. et al. **Soil erosion research methods**. Washington: Soil and Water Conservation Society, 1988. p. 141-160

LAL, R. **Soil erosion in the Tropics: principles and management**. New York: McGraw-Hill, Inc., 1990. 580p.

LAL, R. Trends in word agricultural use: potencial and constraints. In: LAL, R.; STEWART, B. **Soil Management, experimental basis for sustainability and environmental quality**. Boca Raton: CRC Press, 1995, p. 521-535.

LANDIM, P. M. B. **O Grupo Passa Dois na Bacia do Rio Corumbataí (SP)**. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Produção Mineral, Divisão de Geologia e Mineralogia, 1967, 103 p., (Boletim n. 252).

LANDIS, J. R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

LANG, R. D.; MCCAFFREY, L. A. H. Ground cover: its effects on soil loss from grazed runoff plots, Gunnedah. **Journal of the Soil Conservation Service**, v.40, p. 56–61, 1984.

LAPEN, D. R.; TOPP, G. C.; GREGORICH, E. G.; CURNOE, W. E. Least limiting water range indicators of soil quality and corn production, Eastern Ontario, Canada. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 78, n. 2, p. 151-170, 2004.

LATTANZI, A. R.; MEYER, L. D.; BAUMGARDNER, M.F. Influences of mulch rate and slope steepness on interrill erosion. **Soil Science Society of America, Proceedings**, Madison, v. 38, p. 946-950, 1974.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, 178p.

LEPSH, I F.; BUOL, S. W. Investigations in an Oxisol-Ultisol toposequence in São Paulo State, Brazil. Soil Science Society of America, Proceedings, Madison, v. 38, p.491-493, 1974.

LI, L.; DU, S.; WU, L.; LIU, G. An overview of soil loss tolerance. **Catena**, v. 78, n. 2, p. 93-99, 2009.

LOMBARDI NETO, F. **Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas, Brasil**. 1977. Dissertação (Master of Science) - Purdue University, West Lafayette, 1977.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 12p. (Boletim Técnico, 28).

LOMBARDI NETO, F.; SILVA, I. R.; CASTRO, O. M. Potencial de erosão de chuvas no Estado de São Paulo. In: Encontro nacional de pesquisa sobre conservação do solo, 3., 1980, Recife. **Anais...** Recife: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1980. p.159.

MAGALHÃES, A. C. N. Análise quantitativa do crescimento. In: FERRI, M. G. **Fisiologia vegetal**. São Paulo: EPU, 1985, p.363 - 50.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, v. 445, n. 364, p. 364, 2007.

MCBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, v. 213, p. 203–213, 2014.

MEDEIROS, J. C.; CARVALHO, M. C. S.; FERREIRA, G. B.; **Cultivo do algodão irrigado**. 2.ed. EMBRAPA ALGODÃO, Sistema de Produção, 2006. disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Algodao/AlgodaoIrrigado_2e/solos.html>. Acesso em 2 de abril de 2014.

MENDES, I. A. **A dinâmica erosiva do escoamento pluvial da bacia do Córrego Lafon, Araçatuba-SP**. 1993. 171 f. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MENESES, P. R. Princípios de Sensoriamento Remoto. MENESES, P. R, ALMEIDA, T. de. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento remoto**. Brasília, 2012. (Livro digital). Disponível em http://aneam.org.br/attachments/article/846/Livro_Sensoriamento_Remoto_UnB_CNPq_2012.pdf. Acesso em 13 ago 2012

MEYER, L. D.; HARMON, W. C. Interrill runoff and erosion: Effects of row-sideslope shape, rain energy, and rain intensity. **Transactions of the ASAE**, St Joséph, v.35, n.4, p.1199-1203, 1992.

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 103, n. 33, p. 13268–13272, 2007.

MORAES, I. C. **Análise de desempenho dos modelos de perda de solo MEUPS e WEPP: contribuição a aplicação em bacias hidrográficas**. Relatório interno. Rio Claro, SP, 2014.

MORAES, I. C., CORRÊA, E. A. Avaliação de métodos de estimativa espacial para a interpolação de dados de erosividade em uma bacia hidrográfica utilizando métodos de geoestatística e técnicas de geoprocessamento In: Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 3., 2010, Cáceres, MS. **Anais...** Cáceres: INPE, 2010.

MORAES, M. H., MÜLLER, M. M. L., FOLONI, J. S. S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo - sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal: FUNEP, 2001, p.150-97.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 1º ed. São José dos Campos, 2001, p. 250.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. Inglaterra: Blackwell Publishing, 2005, 298 p.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans. of the Am. Soc. Agric. & Biol. Eng.**, v. 50, p.885-900, 2007

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models, Part I - A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, 1970.

NUNES, A. N.; ALMEIDA, A. C. DE; COELHO, C. O. A. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in marginal area of Portugal. **Applied Geography**, v. 31, n. 2, p. 687–699, 2011.

NUNES, M.C.M.; CASSOL, E.A. Produção de sedimentos pela erosão em entressulcos em três Latossolos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p.541-547, 2011.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, C.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38–50, 2015.

PANKHURST, C. E.; MAGAREY, R. C.; STIRLING, G. R.; BLAIR, B. L.; BELL, M. J.; GARSIDE, A. L. Management practices to improve soil health and reduce the effects of detrimental soil biota associated with yield decline of sugarcane in Queensland, Australia. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.72, n.2, p.125-137, 2003.

PENTEADO, M. M.. **Geomorfologia do setor centro-ocidental da depressão periférica paulista**. São Paulo: Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976, 86 p. (Série Teses e Monografias 22).

PEREIRA, L. H. **Caracterização da erosão hídrica laminar do solo em bacia hidrográfica com base na malha fundiária, por meio de sensoriamento remoto, geoprocessamento e modelagem**. 2010. 123 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2010.

PERES, R. M.; JUSTO, C. L.; COUTINHO FILHO, J. L. V. Recuperação da produtividade das pastagens no estado de São Paulo: Integração agricultura e pecuária, uma das alternativas. **Pesquisa & Tecnologia**, vol. 8, n. 2, 2011.

PERINOTTO, J. A; LINO, I. C. **Geologia, recursos minerais e passivos ambientais**. s.d. Disponível em: <<http://ceapla.rc.unesp.br/atlas/atlas.html>> Acesso em: 30 jun. 2009.

PINTO, S. A. F. **Sensoriamento Remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão de solos**. 1991, 149f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

PONZONI, F. J. Comportamento Espectral da Vegetação. In: MENESSES, P.R.; MADEIRA NETO, J.S. **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: UNB/EMBRAPA, 2001.

PONZONI, F. J., SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

PRADO, H.; OLIVEIRA, J.B e ALMEIDA, C.L.A. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos**. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo, 1981.

PROCHNOW, D. **Perdas de terra e água em sistemas de manejo na cultura do café no Oeste do Estado de São Paulo**. 2003. 119f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2003.

RALISCH; R.; MIRANDA, T. M.; OKUMURA, R. S.; BARBOSA, G. M. C.; GUIMARÃES, M. F.; SCOPEL, E.; BALBINO, E. C. Resistência à penetração de um Latossolo Vermelho Amarelo do Cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.381-384, 2008.

RAMME, F. L. P. **Perfis temporais NDVI e sua relação com diferentes tipos de ciclos vegetativos da cultura da cana-de-açúcar**. 2008. 103 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2008.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 29-48, 2003.

REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; CABEDA, M. S. V. Selamento superficial e infiltração de água em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p. 289-298, 1992.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. RUSLE: revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, n. 1, p. 30-33, 1991.

RIBEIRO, B. T. **Energia cinética de gotas de chuva simulada e energia ultra-sônica na desagregação de um Cambissolo**. 2006. 65 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

- RIBEIRO, M. A. V.; NOVAIS, R. N.; FAQUIN, V.; FERREIRA, M. M.; FURTINI NETO, A. E.; LIMA, J. M. DE; VILLANI, E. M. A. Resposta da soja e do eucalipto ao aumento da densidade do solo e a doses de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1157-1164, 2010.
- RISSE, L. M.; NEARING, M. A.; NICKS, A. D.; LAFLEN, J. M. Assessment of error in the universal soil loss equation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.57, n.3, p.825-833, 1993.
- RODRIGUES, J. D. **Fisiologia da cana-de-açúcar**. Botucatu:UNESP, 1995. 100p. (Apostila). Disponível em <http://www.malavolta.com.br/pdf/1071.pdf>. Acesso em 04/08/2014.
- ROGERS, R.; SCHUMM, S. The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. **Journal of Hydrology**, v. 123, n.1,p. 19–24, 1991.
- ROUSE, J. W.; HAAS, R. H. S.; SCHELL J. A.; DEERING D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In ERTS Symposium, 3., 1973. **Proceedings...** NASA, 1973, p. 309- 317.
- RUDORFF, B. F. T., BATISTA, G. T. Estimativa da produtividade do trigo através de radiometria de campo. In **Simpósio Latino americano de Perception Remota**, 4., 1989, Bariloche, Argentina. Anais... Buenos Aires: INTI/SELPER, 1989.
- RUIZ-COLMENERO, M.; BIENES, R.; ELDRIDGE, D. J.; MARQUES, M. J. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. **Catena**, v. 104, p. 153–160, 2013.
- SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; MEDEIROS, P. H. A.; NETO, J. R. A.; PALÁCIO, H. A. Q.; RODRIGUES, R. N. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.11, p. 1157-1164, 2014.
- SANTOS, D.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; EVANGELISTA, A.R.; CRUZ FILHO, A.B.; TEIXEIRA, W.G. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas e melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, p.183-189, 1998.
- SCHAEFER, C. E. R.; SOUZA, C. M.; VALLEJOS, M.; VIANA, J. H. M., GALVÃO, J. C. C.; RIBEIRO, L. M. Características da porosidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo submetido a diferentes sistemas de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.3, p.765-69, 2001.
- SCHMIDT, A.V. Terraceamento na região Sul. In: Simpósio sobre terraceamento agrícola, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill. 1989. p. 23-25.
- SCHOBENHAUS, C. **Geologia do Brasil**. Brasília, DNPM, 1984, p 501.
- SCHULTZ, B.; MATAVELI G. A. V.; OLIVEIRA, B. S.; FERREIRA, R. M. P.; FRANK, T.; FORMAGGIO, A. R. Influência de distintos tipos espectrais de solos sobre as respostas de diferentes porcentagens de cobertura vegetal. In: Simpósio

brasileiro de sensoriamento remoto. 16., 2013. Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE. 2013. p. 81-88.1

SENE, M.; VEPRAAKAS, M.J.; NADERMAN, G.C.; DENTON, H.P. Relationships of soil texture and structure to corn yield response to subsoiling. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.49, n.2, p.422-427, 1985.

SEQUINATTO, L., REICHERT J. M., REINERT, D. J., KAISER, D. R., CORCINI A. L. M. Quantidade de sedimentos escoados durante eventos chuvosos numa microbacia rural. In: Reunião brasileira de manejo e conservação de solo e da água, 16., 2006, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa, 2006.

SILVA, A. S da. Análise Morfológica dos solos e erosão. In. GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: Conceitos, Temas e aplicações**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2005.

SILVA, F. de A. S. e; AZEVEDO, C. A. V. de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: World congress on computers in agriculture, 7, 2009, Reno/Nevada. **Proceedings...** Reno/Nevada: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M. de; FERREIRA, D. F. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, n. 12, p.2287-2298, 1999.

SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards**, v. 63, n. 3, p. 576-592, 2012.

SILVA, V. C. da. Cálculo automático do fator topográfico (LS) da EUPS, na bacia do rio Paracatu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, n. 1, p.29-34, 2003.

SIRVENT J., DESIR G., GUTIÉRREZ M., SANCHO C., BENITO G. Erosion rates in badland areas recorded by collectors, erosion pins and profilometer techniques (Ebro Basin, NE-Spain). **Geomorphology**, 18, n. 2, p. 61–75, 1997.

SOUTO, A. R. CRESTANA, S. Identificação das áreas potenciais de produção de sedimentos com o modelo AGNPS e técnica de SIG em uma microbacia hidrográfica. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.4, n.3, p.429-435, 2000.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Temporal Erosion-induced soil degradation and yield loss. **Soil Science Society of American Journal**, v. 65, n. 5, p. 1479-1486, 2001.

STONER. L. K. **Physicochemmical, site and bi-directional reflectance factor characteristics of uniformly moist soils**. 1979. 132f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Purdue University, 1979.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) – analysis of erosion al topography. **Geological Society of America Bulletin**, v.63, n.10, p.1117-1142, 1952.

STYCZEN M. E.; MORGAN R. P. C. Engineering properties of vegetation. In: MORGAN R.P.C.; RICKSON R.J. **Slope Stabilization and Erosion Control: A Bioengineering Approach**. London: E&FN SPON, p. 5-58, 1995.

TIWARI, A. K.; RISSE, L. M.; NEARING, M. A. Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St.Joseph, v.5, n.43, p.1129-1135, 2000.

TOMASSI, H. Z. **Taxonomia, tafonomia e paleoecologia de ostracodes (Crustácea) da Formação Corumbataí, Permiano da bacia do Paraná, Estado de Goiás, Brasil**. 2009. 91 f. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília - UnB, 2009.

TOOD, S. W.; HOEFFER, R. M. Responses of spectral indices to variation in vegetation cover and soil background. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 64, n.9, p. 915-921, 1998.

TUCKER, C.J. Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.

UDAWATTA, R. P.; MOTAVALLI, P. P.; GARRETT, H. E.; KRSTANSKY, J. J. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 117, n. 1, p. 39–48, 2006.

UNICA.União dos Plantadores de Cana-de-açúcar de São Paulo. **Estatísticas do Setor Sucroalcooleiro**. www.unica.com.br. Acesso em 06/03/2015.

USDA. Soil Conservation Service. **Guide for soil conservation surveys**. U.S. Washington: Department of Agriculture, 1948.

USDA. Soil Conservation Service. **Urban Hydrology for Small Watersheds**. U.S. Washington: Department of Agriculture, 1986

USDA. Soil Conservation Service. **A Method for Estimating volume and Rate of Runoff in Small Watersheds**. U.S. Washington: Department of Agriculture, 1973.

USDA. Soil Conservation Service. National Engineering Handbook, Chapter 9. **Hydrologic Soil - Cover Complexes**. U.S. Washington: Department of Agriculture, 2004.

USDA. Soil Conservation Service. National Engineering Handbook, Chapter 7. **Hydrologic Soil Groups**. U.S. Washington: Department of Agriculture, 2007.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na Bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001.162 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VAN DER KNIJFF, J. M.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L. **Soil Erosion Risk Assessment in Europe**. Ispra: European Soil Bureau. Joint Research Centre. 2000.

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

VAN DIJK, P. M.; KWAAD, F. J. P.; KLAPWIJK, M. Retention of water and sediment by grass strips. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p. 1069–1080, 1996.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, v.15, n. 6, p. 579- 591, 2000

VASCONCELOS, A. C. M.; GARCIA, J. C. **Cana-de-açúcar: Ambientes de Produção. Desenvolvimento Radicular da cana-de-açúcar**. Ribeirão Preto: IAC/Apta, 2005, 5 p. (Encarte Técnico, 110).

VEIGA FILHO, A. A.; SOUZA, M. V. M.; MARTINB, N. B.; YANAGUISH, C. T.; MATSUNAGA, M. Análise de investimentos em adoção de tecnologias e conservação do solo no estado de São Paulo. **Agricultura em São Paulo**, v. 39, n. 1, p. 133-154, 1992.

VEIGA, M.; WILDNER, L. P. **Manual para la instalacion y conduccion de experimentos de perdida de suelos**. Santiago: FAO, GCP/RLA/107/JPN, 1993. 34 p. (Documento de campo, 1).

WATANABE, F. S. Y., IMAI, N. N., PITELLI, R. L. C. M. Caracterização de plantas aquáticas submersas a partir de dados de espectrorradiômetro no Reservatório de Nova Avanhandava – Rio Tietê/SP. **In Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 15., 2011, Curitiba. Anais... São José dos Campos: INPE, 2011.

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

WILLIAMS, J. R. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources**. USDA-ARS Handbook S-40, 1975. 118-124 p.

WISCHMEIER, W. H. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.23, p.246-249, 1959.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain**. Washington, DC: ARS/USDA, 1965.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: United States Department of Agriculture, 1978, 57 p. (Agriculture Handbook, n. 537).

XIAN-LI XU; KE-MING MA; BO-JIE FU; CHENG-JUN SONG; WEN LIU. Influence of three plant species with different morphologies on water runoff and soil loss in a dry-warm river valley, SW China. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 4, p. 656-663, 2008.

YAN, Z.; LIU, B. Y.; ZHANG, Q. C.; XIE, Y. Effect of different vegetation types on soil erosion by water. **Acta Botanica Sinica**, v. 45, n.10, p. 1204-1209, 2003.

YANG, X. Deriving RUSLE cover factor from time-series fractional vegetation cover for hillslope erosion modelling in New South Wales. **Soil Research**, v. 52, n.3, p. 253-261.2014.

ZACHAR, D. **Soil erosion - Developments in Soil Science**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1982, 548 p.

ZANELLA, J. Os problemas do avanço da cana em SP. **Jornal UNESP**, Ano XXI, nº 228. Disponível em <http://www.unesp.br/aci/jornal/228/cana.php>. Acesso em 10/01/2015.

ANEXOS

1. Levantamento pedológico da bacia hidrográfica do córrego Monjolo Grande.

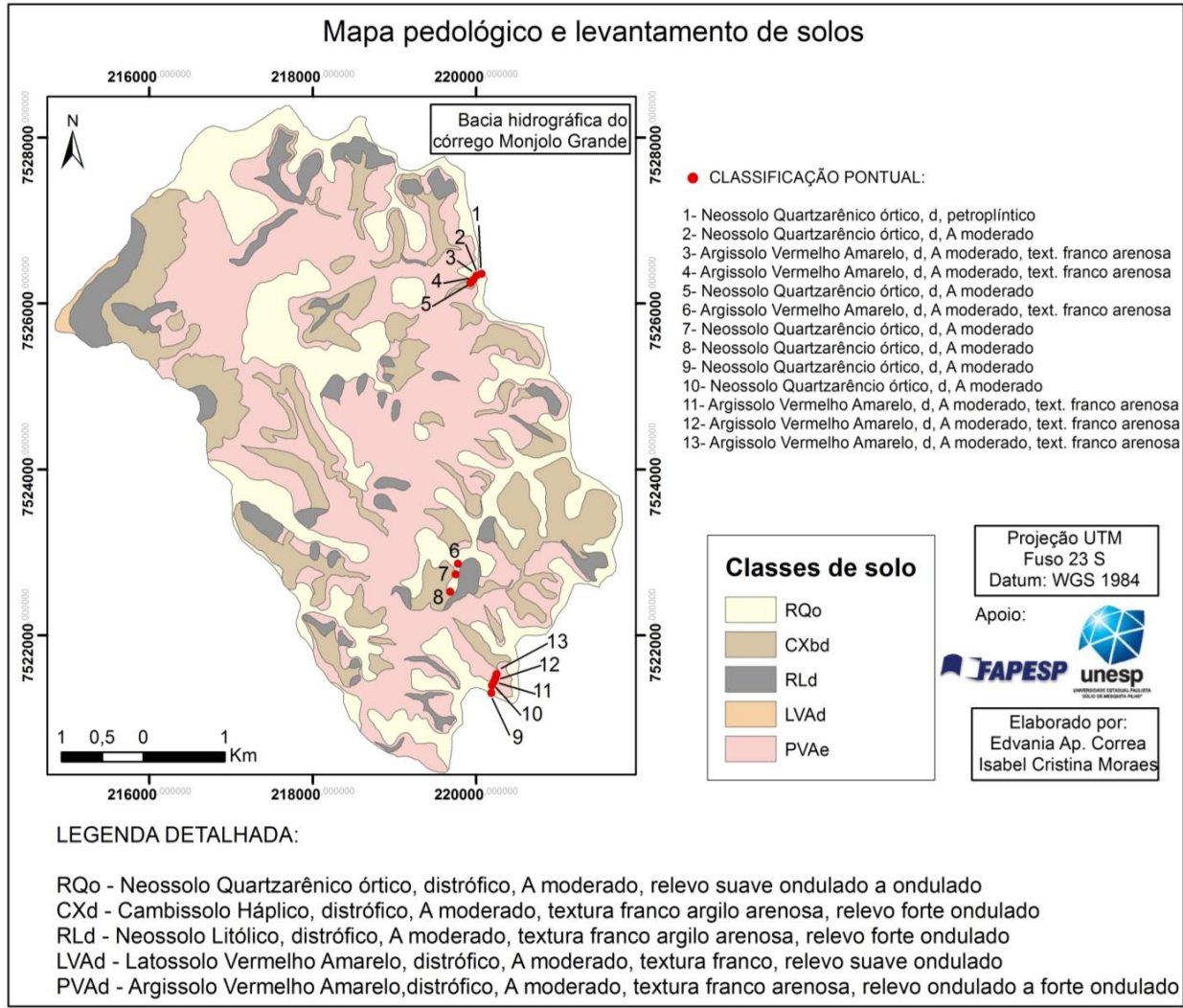


Figura 1. Mapa pedológico da bacia do córrego Monjolo Grande, pontos de tradagem e respectivas classes de solo. Fonte: Moraes (2014).

Tabela 1. Distribuição das frações granulométricas dos solos das tradagens realizadas na bacia do córrego Monjolo Grande, e classificação no 1º nível categórico. Organização: Moraes (2014).

Ponto	Prof. (cm)	Frações granulométricas (%)					Classe textural (IBGE, 2007)	Classific. (1º nível)
		Areia Total	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila		
1	0-20	79,05	6,984	72,06	19,05	1,9	Arenosa	RQ
	20-40	75,83	5,76	70,06	21,32	2,85		
	40-60	75,77	5,98	69,79	19,38	4,85		
	60-80	77,9	6,5	71,4	21,24	0,85		
	80-100	79,48	6,41	73,07	20,31	0,2		

	100-120	77,61	6,84	70,77	22,28	0,1		
2	0-20	74,97	39,44	35,53	22,38	2,65	Arenosa	RQ
	20-40	83,39	29,63	53,77	14,71	1,9		
	40-60	79,72	26,02	53,7	9,08	11,2		
	60-80	79,95	24,07	55,88	13,25	6,8		
	80-100	80,34	26,69	53,65	13,15	6,5		
	100-120	81,24	29,67	51,57	13,71	81,24		
3	0-20	73,68	38,88	34,8	20,97	5,35	Média	PVA
	20-40	75,3	39,97	35,33	15,45	9,25		
	40-60	78,33	46,73	31,59	10,62	11,05		
	60-80	77,62	39,1	38,51	11,03	11,35		
4	0-20	86,23	25,01	61,22	3,97	9,8	Arenosa	PVA
	20-40	78,95	23,91	55,04	6,65	14,4		
	40-60	76,27	21,35	54,92	5,53	18,2	Média	
	60-80	76,39	24,74	51,65	7,81	15,8		
	80-100	79,3	41,78	37,52	13,45	7,25	Arenosa	
5	0-20	91,93	38,15	53,78	1,22	6,85	Arenosa	RQ
	20-40	92,82	44,26	48,57	2,03	5,15		
	40-60	93,15	40,09	53,06	5,5	1,35		
	60-80	93,67	44,24	49,43	1,23	5,1		
	80-100	94,75	46,92	47,83	3,6	1,65		
	100-120	93,83	47,46	46,36	5,67	0,5		
6	0-20	81,43	15,43	66	6,87	11,7	Média	PVA
	20-40	82,11	0	82,11	1,06	16,95	Arenosa	
	40-60	67,47	7,31	60,16	5,131	27,4	Média	
	60-80	62,85	6,027	56,82	20,153	17		
	80-100	67,94	2,72	65,21	27,81	4,25		
	100-120	70,613	14,17	56,44	2,737	26,65		
7	0-20	86,86	0	86,86	1,01	12,15	Arenosa	RQ
	20-40	88,15	31,23	56,93	1,045	10,8		
	40-60	82,96	29,36	53,6	4,742	12,3		
	60-80	74,9	27,56	47,34	5,25	19,85	Média	
	80-100	74,76	29,06	45,7	5,79	19,45		
	100-120	66,6	13,79	52,81	13,9	19,5		
8	0-20	75,3	12,45	62,85	10,2	14,5	Média	PVA
	20-40	71,6	11,27	60,33	16,945	11,45		
	40-60	70,12	13,35	56,77	20,829	9,05		
	60-80	70,26	17,54	52,72	14,236	15,5		
	80-100	71,2	21,33	49,88	18,49	10,3		
	100-120	73,07	22,93	50,13	13,63	13,3		
	0-20	84,18	27,91	56,26	14,42	1,4	Arenosa	

9	20-40	86,96	28,63	58,33	0,79	12,25		RQ
	40-60	86,43	26,09	60,34	11,02	2,55		
	60-80	83,09	26,36	56,73	12,31	4,6		
	80-100	81,36	24	57,36	10,89	7,75		
10	0-20	87,26	20,51	66,75	7,89	4,85	Arenosa	RQ
	20-40	84,34	19,99	64,34	3,51	12,15		
	40-60	78,3	18,34	59,95	14,16	7,55		
	60-80	80,21	21,85	58,35	13,14	6,65		
	80-100	80,83	22,44	58,4	4,96	14,2	Média	
11	0-20	78,39	23,81	54,57	4,21	17,4	Média	PVA
	20-40	84,29	26,88	57,41	4,81	10,9	Arenosa	
	40-60	87,51	24,89	62,61	3,44	9,05		
	60-80	80,74	15,93	64,81	8,51	10,75	Média	
	80-100	77,66	7,94	69,72	11,73	10,6		
12	0-20	80,32	21,41	58,91	5,88	13,8	Média	PVA
	20-40	74,02	19,72	54,29	2,08	23,9		
	40-60	75,82	13,97	61,85	2,68	21,5		
	60-80	74,86	16,22	58,64	10,54	14,6		
	80-100	76,84	8,29	68,554	10,56	12,6		
13	0-20	78,19	22,84	55,35	2,86	18,95	Média	PVA
	20-40	75,48	22,7	52,77	7,02	17,5		
	40-60	72,47	22,63	49,83	4,68	22,85		
	60-80	77,04	42,19	34,85	17,11	5,85	Arenosa	
	80-100	78,58	35,89	42,69	11,72	9,7		

Tabela 2. Análise química de amostras da bacia do córrego Monjolo Grande.

Ponto	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CT	SB	CTC	V	m
	CaCl ₂	mg.dm ⁻³	-----	mmolc.dm ⁻³	-----	-----	---	g.kg	---	mmolc.dm ⁻³	---	%---	---
1	4,8	10	2,3	14	5	8,3	28	18	10,3	21	49	44	28
3	3,9	8	2,4	7	3	3,2	116	16	9,6	12	128	10	20
5	4,9	7	2,1	6	2	4,4	13	14	8,4	10	23	44	30
6	5	8	2,7	8	3	6	17	20	11,8	14	31	44	30
8	4	9	3,8	6	3	5	92	19	11	13	104	12	28
9	4,5	8	2,3	7	3	4	32	16	9,2	12	44	28	24
11	3,9	7	1,9	6	2	3,5	71	21	12,2	10	81	12	26
13	3,9	8	2	8	3	3,2	174	22	12,6	13	187	7	20

2. Levantamento pedológico da bacia hidrográfica do ribeirão Jacutinga.

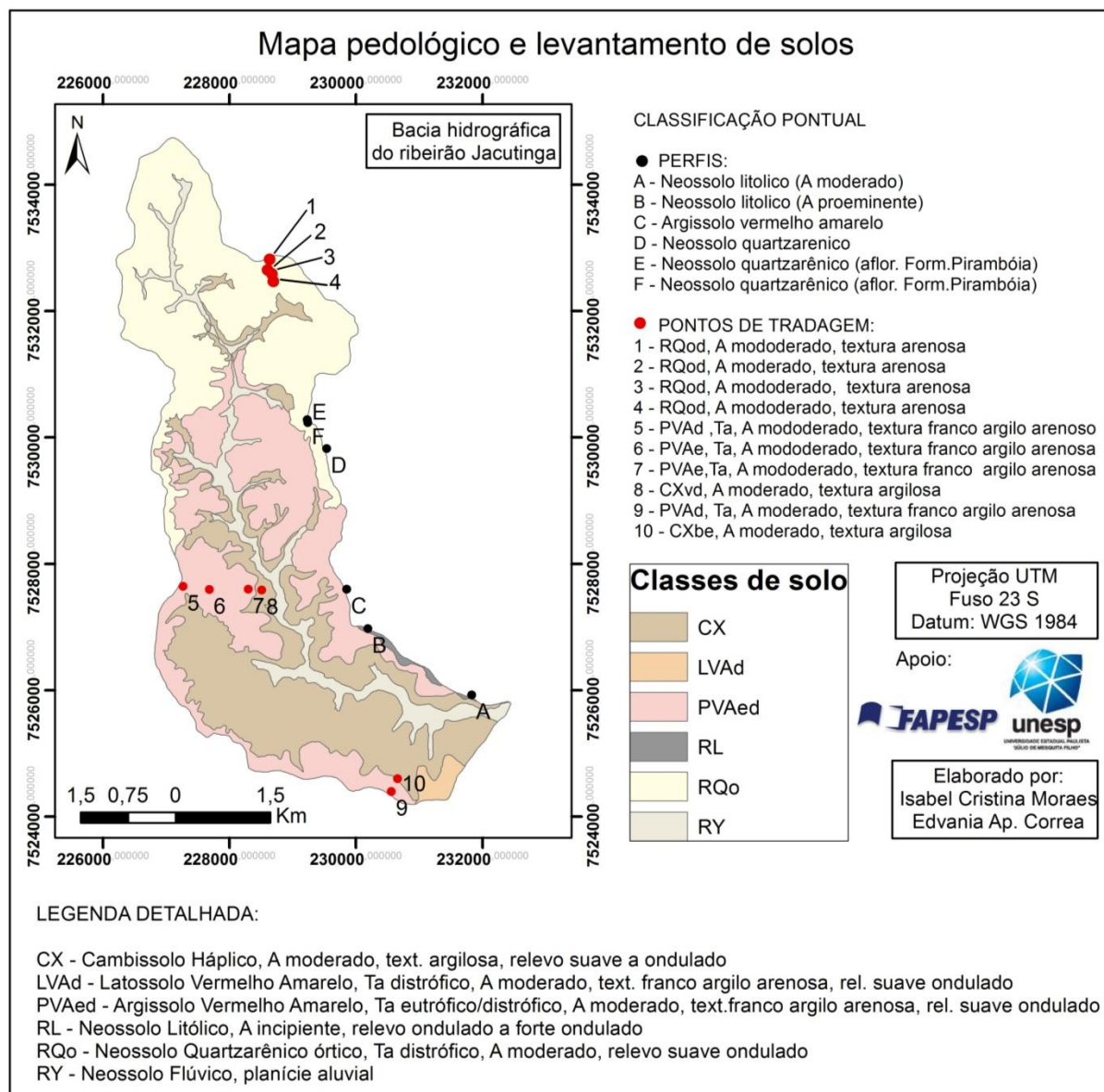


Figura 2. Mapa pedológico da bacia do ribeirão Jacutinga, pontos de tradagem e respectivas classes de solo. Fonte: Moraes (2016).

Tabela 3. Distribuição das frações granulométricas dos solos das tradagens realizadas na bacia do ribeirão Jacutinga, e classificação no 1º nível categórico. Organização: Moraes (2016).

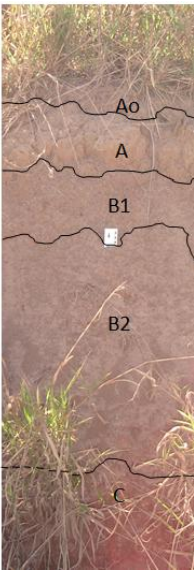
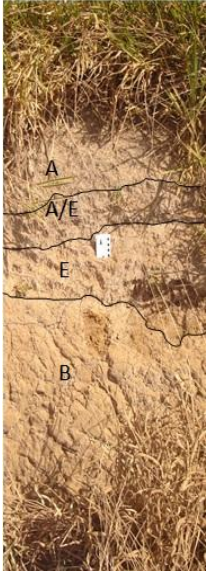
Ponto	Prof. (cm)	Frações granulométricas (%)					Classe textural (IBGE, 2007)	Classific. (1º nível)
		Areia Total	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila		
1	0-20	92,63	45,681	46,95	1,07	6,3	Arenosa	RQ
	20-40	90,235	45,73	44,505	2,06	7,7		
	40-60	89,647	46,84	42,807	3,75	6,6		
	60-80	90,614	51,075	39,539	4,24	5,15		
2	0-20	90,432	40,35	50,082	2,17	7,4	Arenosa	RQ

	20-40	89,545	42,754	46,8	9,21	1,25		
	60-80	88,313	42,258	46,055	1,64	10,05		
	80-100	86,903	34,649	52,254	0,5	12,6		
3	0-20	93,972	39,576	54,396	0,68	5,35	Arenosa	RQ
	20-40	91,9	36,306	55,594	2,7	5,4		
	40-60	72,082	28,053	44,029	11,42	16,5	Média	
	60-80	88,638	30,293	58,345	4,912	6,45	Arenosa	
	80-100	87,336	27,715	59,621	2,064	10,6		
4	0-20	91,4	36,081	37	1,6	7	Arenosa	RQ
	20-40	90,486	31,677	58,809	5,764	3,75		
	60-80	90,235	28,758	61,477	2,865	6,9		
	80-100	90,113	29,486	60,627	5,887	4		
5	0-20	82,123	18,288	18,321	7,927	9,95	Arenosa	PVA
	20-40	74,003	18,588	55,415	13,547	12,45	Média	
	40-60	70,55	18,838	18,933	3,2	26,25		
	60-80	71,868	23,666	23,399	3,332	24,8		
	100-120	74,392	34,383	40,009	3,808	21,8		
6	0-20	70,978	23,641	47,337	9,872	19,15	Média	PVA
	20-40	63,328	20,845	42,483	6,972	29,7		
	40-60	58,285	21,18	37,105	10,715	31		
	60-80	58,054	20,748	37,306	8,296	33,65		
7	0-20	67,866	23,886	43,98	17,034	15,1	Média	PVA
	20-40	65,495	24,457	41,038	14,305	20,2		
	40-60	55,934	19,939	35,995	8,666	35,4		
	60-80	45,824	16,292	29,532	15,176	39		
8	0-20	36,136	11,388	24,748	31,864	32	Média	CX
	20-40	25,747	9,18	16,567	29,653	44,6	Argilosa	
9	0-20	75,127	19,308	55,819	3,223	21,65	Média	PVA
	20-40	73,973	21,102	52,871	9,527	16,5		
	40-60	71,625	19,275	52,35	1,375	27		
	60-80	71,324	19,419	51,905	10,176	18,5		
	80-100	70,618	18,643	51,975	4,132	25,25		
10	0-20	21,543	6,75	14,793	27,057	51,4	Argilosa	CX
	20-40	33,254	8,379	24,875	30,546	36,2		
	40-60	25,398	6,434	18,964	24,052	50,55		
	60-80	13,678	3,985	9,693	43,522	42,8		
	80-100	4,67	1,207	3,463	52,38	42,95		

Tabela 4. Análise química de amostras da bacia do ribeirão Jacutinga. Organização: Moraes (2014).

Ponto	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	CT	SB	CTC	V	m
	CaCl ₂	mg.dm ⁻³	-----	mmolc.dm ⁻³	-----	---	g.kg---	mmolc.dm ⁻³	---	mmolc.dm ⁻³	---	%---	
1	5,2	8	3,3	6	3	1,8	16	18	10,3	12	28	44	13
3	5	7	1,8	6	3	3,4	16	18	10,3	11	27	40	24
5	4,6	6	1,5	6	3	4,6	22	13	7,5	10	32	33	30
6	4,6	7	1,5	14	6	3,4	40	18	10,3	22	61	35	14
8	4,3	9	2,2	23	9	7,6	20	27	15,6	34	54	63	18
10	4	6	4,2	9	5	4,2	149	15	8,8	18	167	11	19

Figura 3. Caracterização dos perfis de solo da bacia do ribeirão Jacutinga, e respectivas descrições. Fonte: Moraes (2014).

Perfis A/B	Perfil C	Perfis D/E/F
		
<u>Neossolos Litólicos:</u> O perfil apresentou horizonte O com 5 cm e logo abaixo horizonte R oriundo da formação Corumbataí, sendo possível observar o maciço diaclasado, e desagregação em pastilhas de colorações esbranquiçada e arroxeada.	<u>Argissolo Vermelho Amarelo:</u> Horizonte O com 5 cm, A com 17 cm, estrutura colunar, cor 2.5YR 4/4. Horizonte B textural, de 1,30 m, estrutura maciça, plasticidade e pegajosidade média, cor 5YR 4/6 e presença de concreções de ferro. Horizonte C com ocorrência de material mineral inconsolidado oriundo da formação Corumbataí.	<u>Neossolos Quartzartênicos:</u> Área de afloramento da formação Pirambóia, horizonte A com 28 cm de espessura, textura arenosa, horizonte A/E e E, de 30 cm, estrutura maciça, textura arenosa e cor 10YR 5/3 (amostra úmida), o qual constitui horizonte de perda de óxidos de ferro e alumínio para o horizonte subjacente. Horizonte EB de 30 cm de espessura, cor 10YR 4/3 (amostra úmida) e B abaixo de 90 cm, textura arenosa, estrutura maciça, pouco/quase nula plasticidade e pegajosidade, cor 5YR 4/6 (amostra úmida).