

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

DISSERTAÇÃO

**Ajuste no Fator C da RUSLE e Avaliação
Temporal da Cobertura e Perda de Solo
Estimada na Bacia Hidrográfica de Palmares-
Ribeirão do Saco/RJ**

Pietro Menezes Sanchez Macedo

2016



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

**AJUSTE NO FATOR C DA RUSLE E AVALIAÇÃO TEMPORAL DA
COBERTURA E PERDA DE SOLO ESTIMADA NA BACIA
HIDROGRÁFICA DE PALMARES-RIBEIRÃO DO SACO/RJ**

PIETRO MENEZES SANCHEZ MACEDO

Sob orientação do Professor
Daniel Fonseca de Carvalho

e Co-orientação do Professor
Mauro Antônio Homem Antunes

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Agosto, 2016

631.45098153

M141a

T

Macedo, Pietro Menezes Sanchez, 1990-

Ajuste no fator C da RUSLE e avaliação temporal da cobertura e perda de solo estimada na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco/RJ / Pietro Menezes Sanchez Macedo. – 2016.

51 f.: il.

Orientador: Daniel Fonseca de Carvalho.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2016.

Bibliografia: f. 43-51.

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

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

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

PIETRO MENEZES SANCHEZ MACEDO

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

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 31/08/2016

Daniel Fonseca de Carvalho Dr. UFRRJ
Orientador

Nivaldo Schultz Dr. UFRRJ

Elaine Cristina Cardoso Fidalgo Ph.D. UNICAMP

DEDICATÓRIA

Dedico a obra a cada momento de iluminação que me inspirou na jornada do início ao fim. A cada experiência e a cada ser que esteve ao meu lado dando forças para que eu prosseguir nos momentos difíceis e nos momentos fáceis. Aos meus ancestrais que desde minha formação como cidadão me instigaram a beber do cálice do conhecimento, principalmente as matriarcas de minha família Aurienne Alves de Menezes Marçal e Lourdes Sanchez Macedo. Aos demais membros da família que acompanharam meus passos, enfatizando Vincenzo Mairota Sanchez Macedo que aprendeu o caminho da paz interior e a transmite com muita paciência e Patrícia Maria Menezes Sanchez que me ajuda a manter o rigor da autodisciplina. Aos meus padrinhos que mesmo longe torcem pelo meu sucesso. Aos tios(as) e primos(as) que sempre mostram as visões do mundo que meus olhos não alcançam. Aos irmãos e irmãs que cruzaram meu caminho, sobretudo a Teo Menezes Sanchez Macedo cujo significado do nome mostrou-se verídico a seu papel nesse mundo. A aqueles que me inspiraram e mostraram outros caminhos na vida aos quais meus pés não tocaram. Ao pessoal da equoterapia, sobretudo ao José Ricardo da Silva Ramos que mostrou como um espelho que eu posso ser alguém melhor se um pingo de fé eu dedicar ao próximo. Em especial a Camilla D. Lima que mostrou significados além do que palavras podem indicar. Enfim, dedico à obra ao caminho que trilhei até sua conclusão, a cada gota de suor, a cada momento que me permitiu ter as experiências individuais e compartilhadas com os que me cercaram acreditando em mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à natureza que nos possibilita vida.

Aos meus orientadores que me guiaram no desenvolvimento do presente trabalho, Dr. Daniel Fonseca de Carvalho por me inspirar e guiar na direção certa, ao Dr Mauro Antônio Homem Antunes por me transferir seus conhecimentos e lapidar meu intelecto no caminho em busca de respostas, em especial ao Dr. Valdemir Lúcio Durigon que possibilitou o desenvolvimento do estudo e cedeu seu tempo e dados sem hesitação.

Agradeço também ao programa de Pós Graduação em Agronomia - Ciência do Solo que possibilitou meu ingresso no mestrado desempenhando um bom papel institucional, claro e organizado devido ao empenho de seus atuantes, sobretudo os funcionários da secretaria.

Agradeço ao CNPq por financiar o projeto e possibilitar minha bolsa sem a qual não seria possível minha dedicação exclusiva ao projeto.

Agradeço aos profissionais da EMBRAPA Agrobiologia principalmente ao professor Alexandre Silva de Resende que ajudou a ver a natureza pelos olhos da natureza, me possibilitando estagiar em sua disciplina.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro que foi a minha casa, me abrigando das tormentas de um mundo turbulento.

Agradeço a todos que me auxiliaram em minha jornada e contribuíram para auferir as experiências que fazem de mim quem sou, guiando-me nas veredas tortuosas da busca pela pergunta que me motivou desde o início de minha jornada (O que é ser um mestre?).

RESUMO

MACEDO, Pietro Menezes Sanchez. **Ajuste no Fator C da RUSLE e avaliação temporal da cobertura e perda de solo estimada na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco/RJ**. 2016. 51f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

A importância do estudo dos solos a fim de preservar suas funções compreende os esforços conservacionistas que tem por meta garantir a persistência dos recursos naturais para as gerações futuras. O presente estudo trabalha com a hipótese científica de que a evolução da cobertura vegetal na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco, no estado do Rio de Janeiro, ocorrida no período 2009-2015, favoreceu a redução do processo erosivo na bacia. Para averiguar tal tendência foi feita a estimativa da perda de solo com uso da RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) que possibilita gerar informações para montar planos de manejo que visem garantir a produção agrícola preservando os recursos naturais da região. Sendo assim, o objetivo principal foi desenvolver uma metodologia para avaliação da vegetação afetada pela sazonalidade capaz de reduzir processos erosivos, com base no NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) a fim de reduzir parte das superestimativas associadas ao erro no modelo da RUSLE. E como objetivo secundário comparar as estimativas do processo erosivo e o potencial natural de erosão (PNE) no período 2009-2015 com aquelas obtidas no período 1986-2009, com intuito de verificar os impactos ambientais ocorridos na bacia hidrográfica. A área utilizada como objeto de estudo foi à bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco, situada entre os municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira no estado do Rio de Janeiro. Mesmo sem haver a adoção de práticas conservacionistas por partes dos produtores na região, o aspecto geral dos dados fornecidos pela RUSLE e o PNE dos últimos anos revelou que as perdas de solo estão tendendo à redução, sobretudo por conta dos baixos índices pluviométricos registrados, implicando em valores baixos de erosividade.

Palavras Chave: RUSLE. NDVI. Erosividade.

ABSTRACT

MACEDO, Pietro Menezes Sanchez. **Adjust in factor C of RUSLE and temporal assessment of the coverage and estimated soil loss in the watershed of Palmares-Ribeirão do Saco / RJ.** 2016. 51p. Dissertation (Master in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

The importance of studying soils in order to preserve its functions includes conservation efforts whose goal is to ensure preservation of natural resources for future generations. This study works with the scientific hypothesis that changes in vegetation cover in the watershed of Palmares-Ribeirão do Saco, Rio de Janeiro State, in the period of 2009-2015, favored the erosion reduction in this area. To verify this trend an estimate of soil losses was made with use of RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) which allows generating information to build up management plans to secure agricultural production, and to preserve natural resources of the region. Thus, the objective was to develop a methodology for assessment of vegetation affected by seasonality and able to reduce erosion, based on the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) in order to reduce part of values overestimation associated to errors in the RUSLE model. As secondary objective, to compare estimates of erosion and natural erosion potential (NEP) in the period of 2009-2015 with those obtained in the period of 1986-2009, in order to verify environmental impacts in the watershed. The area studied was the watershed of Palmares-Ribeirão do Saco, located between the municipalities of Paty do Alferes and Miguel Pereira in the state of Rio de Janeiro. Even without the adoption of conservation practices by some of the region farmers, the general aspect of data provided by RUSLE and the NEP in recent years has shown that soil losses are tending to decrease, mainly due to the low recorded rainfall indexes, implying at low erosivity values.

Keywords: RUSLE. NDVI. Erosivity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Especificação das características técnicas dos sensores TM/Landsat 5, LISS3/Resoursesat 1, OLI/Landsat 8 e RapidEye.	9
Tabela 2 Dados do input utilizado pelo Atmcor4 para correção atmosférica das imagens.16	
Tabela 3 Imagens selecionadas plausíveis de serem utilizadas para estimar a perda de solo para o período de 2009 até 2015	21
Tabela 4 Classes usadas para distinguir alvos dos mapas de NDVI e NDVI-PC.....	21
Tabela 5 Equações utilizadas para obtenção do índice de erosividade médio mensal (EI30) em cada quinzena a partir do somatório da precipitação de cada quinzena (p), em mm.....	23
Tabela 6 Imagens selecionadas a partir dos seus respectivos EI30 para quinzenas usadas para fornecerem o fator C entre o período de 2009 até 2015.....	24
Tabela 7 Distribuição e Classificação dos valores de potencial natural de erosão.....	25
Tabela 8 Resultado da subtração das classes com maior influência do efeito de sazonalidade entre 0 até 0,5 do NDVI pelo NDVI-PC	26
Tabela 9 Valores médios e desvio padrão de nove valores de pixels selecionados a partir das coordenadas citadas no NDVI produzido a partir da imagem OLI/Landsat 8 de 22/05/2016.....	27
Tabela 10 Valores de NDVI para o pixel cujas áreas de vegetação afetadas pela sazonalidade das chuvas foram selecionadas com auxílio visual do Google Earth Pro para imagens utilizadas para produção dos mapas de perda de solo estimada	27
Tabela 11 Resultado da análise de Kruskal-Wallis ao nível de 5% de significância, para as imagens de 2009 até 2015	31
Tabela 12 Área (ha) da bacia ocupada em cada classe de perda de solo estimada pelas duas metodologias empregadas	31
Tabela 13 Área (ha) ocupada por cada classe de perda de solo estimada pelo fator Cr e pelo fator C-pc e as respectivas diferenças do fator Cr pelo fator C-pc	32
Tabela 14 Resultado do EI30 (MJ mm ha-1 h-1) para cada quinzena dos anos 2009 até 2015 e seus respectivos somatórios totais para a bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco	33
Tabela 15 Área (ha) ocupada por cada classe de perda de solo estimada entre 2009 até 2015.....	35
Tabela 16 Área (ha) ocupada pelas classes (t ha-1 ano-1) de potência natural de erosão para o período de 2009 a 2015	39
Tabela 17 Classes de PNE para 1986 até 2015 mostrando as proporções territoriais para bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco com os respectivos percentual, média e desvio padrão de cada classe	40

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Margens de um dos principais afluentes da bacia de Palmares-Ribeirão do Saco em processo de assoreamento com presença de animais de grande porte que aceleram o processo de degradação..... 13
- Figura 2** Imagens adquiridas próximo ao ponto mais alto da bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco focando a formação de voçorocas ao longo dos morros próximos à estrada..... 14
- Figura 3** Fluxograma representativo das etapas para obtenção do fator C corrigido para o efeito de sazonalidade das chuvas sob a vegetação. 17
- Figura 4** Exemplificação do funcionamento e classificação dos valores de NDVI (a) e do NDVI-PC (b) apontando a separação promovida pelo NDVI-PC para classe de vegetação afetada pelo efeito da sazonalidade das chuvas. 19
- Figura 5** Resultado do fator C-pc em relação a valores de Fator Cr2 (com $z=1$), simulado com Ppt15= 1,0 mm e variável niveladora igual a 5 mm para diferentes proporções de cobertura do solo afetada pela sazonalidade (variável H). 29
- Figura 6** Fator C-pc em relação a valores de Fator Cr2 (com $z=1$), simulado com H=1 e variável niveladora igual a 5 mm para diferentes valores de Ppt15 abaixo do valor da variável niveladora. 30
- Figura 7** Somatório dos EI30 anual de 1985 até 2001 utilizados por Durigon (2011) e de 2001 até 2015 obtidos a partir de pluviômetros no presente estudo. 34
- Figura 8** Mapas com valores máximos e mínimos de perda de solo estimada apontando para cada data (a, b, c, d, e, f, g) as principais áreas afetadas. 39

LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

AGNPS	Agricultural Nonpoint Source
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer
CBERS	China-Brazil Earth Resources Satellite
CREAMS	Chemical Runoff Erosion Assessment Management System
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator
ETM+	Enhanced Thematic Mapper Plus
EUROSEM	The European Soil Erosion Model
EVI	Enhanced Vegetation Index
IAF	ndice de rea Foliar
IRS	Indian Remote Sensing Satellite
Landsat	Land Remote Sensing Satellite
LISS3	Linear Imaging Self-Scanner
MDE	Modelo Digital de Elevao
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
NDII	Normalized Difference Infrared Index
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NDVIaj	Normalized Difference Vegetation Index adjusted
NDVI-PC	Normalized Difference Vegetation Index Precipitation Correction
NDWI	Normalized Difference Water Index
OLI	Operational Land Imager
PNE	Potencial Natural de Erosão
REIS	RapidEye Earth Imaging System
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
SAF	Sistema agro florestal
SIGs	Sistemas de Informações Geográficas
SLC	Espelho corretor de linha
SLR	Soil Loss Ratio
SLEMSA	Soil Loss Estimation Model for Southern Africa
TM	Thematic Mapper
TRIS	Thermal Infrared Sensor
USLE	Universal Soil Loss Equation
UTM	Universal Transversa de Mercator
WEPP	Water Erosion Prediction Project
WGS84	Datum de referência WGS1984
ρ_{IVP}	Reflectância espectral na faixa infravermelho próximo
ρ_V	Reflectância espectral na faixa vermelho
6S	Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 O Estudo da Erosão.....	3
2.2 Impacto na Qualidade dos Solos.....	3
2.3 Impacto na Produção Agrícola.....	4
2.4 Modelos que Estimam a Perda de Solo.....	6
2.5 Sensoriamento Remoto Aplicadas ao Estudo da Erosão	7
2.6 Especificações dos Sensores Orbitais e Processamento de Informações.....	8
2.7 Índices de Vegetação para Obtenção do Fator C	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1 Características da Bacia Hidrográfica Estudada	13
3.2 Aquisição e Seleção das Imagens	15
3.3 Etapas do Processamento das Imagens	15
3.3.1 Correção atmosférica.....	15
3.4 Obtenção do NDVI	16
3.5 Modificação para o Fator C	16
3.5.1 Caracterização do NDVI-PC	17
3.5.2 Comportamento do NDVI-PC.....	18
3.5.3 Obtenção do fator C a partir do NDVI-PC.....	19
3.5.4 Aplicação do fator C modificado ao estudo de caso	21
3.6 Aplicação da RUSLE.....	22
3.6.1 Obtenção do fator R	23
3.6.2 Obtenção do fator P.....	23
3.6.3 Obtenção do fator C	23
3.7 Perda de Solo Estimada e Potencial Natural de Erosão.....	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
4.1 Resultado do NDVI-PC	26
4.2 Obtenção da Variável H.....	26
4.3 Simulação do Fator C a Partir do NDVI-PC.....	28
4.4 Aplicação do Fator C Modificado ao Estudo de Caso	30
4.5 Comparação Entre as Metodologias Empregadas na Estimativa de Perda de Solo... 31	
4.6 Variação da Erosividade	33
4.7 Estimativa de Perda de Solo Atual Comparada à Série Histórica	35
4.8 Tendência do Potencial Natural de Erosão (PNE).....	39
5. CONCLUSÕES.....	42
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

1. INTRODUÇÃO

Os estudos na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco (desenvolvidos por Durigon, 2011) apontam a região como sendo sujeita degradação proveniente de processos erosivos acentuados pela ação antrópica. Avaliar o comportamento atual possibilita ter uma melhor perspectiva de como os processos erosivos tem se agravado na região. O uso de técnicas de sensoriamento remoto é uma ferramenta de grande valor para o estudo da região em detrimento a sua extensão física. O sensoriamento remoto pode ser definido como a aquisição de dados sobre um alvo sem tocá-lo e engloba estudos de sensores capazes de captar informações em vários comprimentos de onda que vão desde o ultravioleta até o infravermelho e micro-ondas do espectro eletromagnético captando informações em plataformas dentro ou fora da atmosfera terrestre e as convertendo em imagens (Jensen et al., 2009).

Existem inúmeros modelos aplicados a estimativa de perda de solo causado pelos processos erosivos atrelados às técnicas de sensoriamento remoto, sendo a RUSLE um dos principais (Cogo & Streck, 2003). Esses modelos possibilitam estimar a perda de solo em áreas de risco com o respaldo de SIGs (Sistemas de Informações Geográficas), auxiliando na escolha do manejo dos solos adequado para cada região (Marques et al., 1997).

No presente trabalho é proposto uma modificação ao fator C da RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard, et al., 1997) com o intuito de reduzir parte da super estimativa do modelo associada ao efeito da sazonalidade das chuvas sobre a resposta da vegetação. Tal modificação se justifica por reduzir os valores de perda de solo estimados em função da identificação de áreas cuja reflectância da vegetação, sobretudo de floresta, foi afetada pela ausência de chuva.

Um dos grandes desafios que a agricultura mundial enfrenta se refere ao equilíbrio de uma economia que se adapte de forma sustentável ao que a natureza é capaz de repor (Müller, 1999; Horrigan et al., 2002; Jordan et al., 2007; Telles et al., 2011), influenciando diretamente na conservação dos solos para garantir sua fertilidade. Tanto a ação do homem quanto a ocorrência de eventos naturais afetam a qualidade nutricional do solo ao longo do tempo. Técnicas de cultivo que visam reduzir a perda da fertilidade ao longo do processo de exploração do solo vêm sendo estudadas e implementadas com mais frequência (Lima et al., 2007). O estudo do potencial natural de erosão (PNE) assim como a perda de solo fornecem informações importantes para criação de projetos que visem à exploração dos solos de forma sustentável.

As perdas de solo são provenientes da ação natural dos processos erosivos que são acelerados pela influência do ser humano no ambiente, sendo a erosão hídrica a de maior relevância no Brasil. Ela atua na perda de qualidade nutricional afetando diretamente a produtividade da maioria das culturas, aumentando o custo de produção e contribuindo para uma maior contaminação ambiental (Schick et al., 2000). As perdas de solo anualmente afetam financeiramente a atividade agrícola, pois aumentam os custos com adubação a fim de garantir uma produção competitiva no mercado (Andrade et al., 2011). Além do aspecto econômico, existe a degradação que inutiliza a produção na área afetada. Processos erosivos constantes podem resultar em eventos de desertificação, cujo tempo e recursos para recuperação são elevados e pouco recorrentes.

Dando continuidade aos trabalhos realizados na região serrana do estado do Rio de Janeiro, o presente estudo tem como hipótese científica: a evolução da cobertura do solo na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco, ocorrida no período 2009-2015, favoreceu a redução do processo erosivo na bacia em função da estiagem de 2014-2015.

Este projeto tem como objetivo principal sugerir modificações na obtenção do fator C da RUSLE com a finalidade de mitigar o erro da interpretação do estado de cobertura do solo em função da sazonalidade das chuvas. Como objetivo secundário comparar os resultados dos processos erosivos estimados no período 2009-2015 com aqueles obtidos no período 1986-2009 (Durigon, 2011), a partir do potencial natural de erosão e das estimativas de perdas de solo em períodos do ano coincidentes na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco, no Estado do Rio de Janeiro.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O Estudo da Erosão

Assim como outros tipos de degradação, a erosão ocorre de maneira natural alterando a paisagem ao longo do tempo, sendo acelerada, no entanto, pela ação do homem. No Brasil, a principal causa natural da erosão está associada aos regimes pluviométricos que, em altas intensidades, promovem grandes perdas de solo, sobretudo em solos destinados ao uso agrícola (Bertoni & Lombardi Neto 1985). Sendo que as perdas de solo atingem a ordem de quinhentos milhões de toneladas por ano (Santos et al., 2010). Em bacias hidrográficas, a erosão no entorno das margens dos rios promove assoreamentos, e contaminação ao carrear resíduos de fertilizantes, agrotóxicos e dejetos de criação de animais em confinamento (Merten & Ninella 2002). Além desse aspecto, a falta de tratamento de esgoto e a exploração contínua dos cursos de água são fontes de degradação na bacia do Rio Paraíba do Sul no Rio de Janeiro que tem é ligada a malha hidrográfica da região estudada (Santos et al., 2015; Souza & Bulhões, 2015).

A recuperação de áreas degradadas é demorada além de exigir altos investimentos financeiros. O uso da geotecnologia vem sendo explorada frequentemente para o monitoramento e instalação de planos de recuperação de áreas degradadas por processos erosivos, vislumbrando a exploração sustentável dos recursos naturais. Franco et al. (2007) utilizaram imagens TM/Landsat 5 para identificação de alterações na cobertura vegetal da microbacia em Boqueirão-PB visando detectar possíveis degradações ambientais. Nesta região, o manejo inadequado de sistemas de irrigação por gravidade associados a utilização de água com alto teores de sais e o uso indiscriminado de fertilizantes e agrotóxicos vem afetando a cobertura do solo, o que contribui com a aceleração dos processos erosivos.

Vários são os trabalhos que vêm associando a recuperação e o monitoramento de áreas degradadas, com o auxílio de séries temporais de imagens provenientes do sensoriamento remoto (Domingues et al., 1971; Assis et al., 2007; Abad et al., 2009; Durigon, 2011; Leal et al., 2013; Carvalho et al., 2014). Trabalhos que indicam sugestões de como proceder para recuperação de uma determinada área são propostas interessantes para auxiliar a instalação de programas conservacionistas que promovam conseqüências positivas nos ambientes.

Como exemplos de estudos que complementa sobre degradação e monitoram de áreas susceptíveis a processos erosivos, podemos citar os que sugerem espécies que facilitam os processos de recuperação ambiental, assim como trabalhos que avaliam os sistemas de manejo para o desenvolvimento sustentável de determinada região (Ribeiro, 2004; Dutra et al., 2009; Bailão Junior, 2010). Muitos estudos voltados à recuperação de áreas degradadas têm focado no uso de adubação verde e recuperação da fertilidade dos solos, assim como os impactos da exploração do solo sobre os cursos d'água (Ferreira et al., 2016). Para que possam gerar resultados positivos, esses estudos devem estar associadas a órgãos de pesquisa e apoio governamental no desenvolvimento de práticas que integrem as comunidades locais.

2.2 Impacto na Qualidade dos Solos

A erosão causa a perda de qualidade dos solos promovendo alterações que afeta a estrutura, conteúdo de matéria orgânica e perdas físicas de partículas que culminam na degeneração da fertilidade. Dentre os diversos danos aos solos atribuídos aos processos erosivos, a perda da fertilidade é um dos mais preocupantes, pois afeta diretamente a função de sustentar a vida vegetal essencial para produção de alimentos. Esse aspecto além de afetar

a qualidade dos solos impacta diretamente na economia dos produtores agrícolas que gastam com adubos para recuperar a fertilidade perdida.

Em áreas preservadas mesmo havendo a perda de solo, promovida por arraste de partículas, as perdas de fertilidade são pouco relevantes não havendo a saída dos nutrientes do sistema diferente do que ocorrem em solos expostos próximos a cursos de água. De forma generalista, os ambientes naturais apresentam a alta redundância e mesmo sofrendo com os impactos da erosão não ocorre perda da função atribuída à sustentação da vida vegetal.

Sendo a erosão baseada nos processos de desprendimento, arraste e deposição das partículas, a perda de estrutura física em função da destruição dos agregados e selamento superficial dependendo da erodibilidade do solo, promovem a redução da função de reter nutrientes (Panachuki et al., 2006).

O prejuízo à qualidade do solo é afetado pela forma com que a erosão vai manifestar seus efeitos estando atrelada ao manejo da cobertura do solo e a forma com que o escoamento superficial transporta partículas de diferentes tamanhos. Avaliando as perdas de solo, água e nutrientes das culturas rotacionadas de soja, milho, aveia preta, triticale e trigo, Bertol et al. (2007) buscaram consolidar as informações básicas para controlar a erosão hídrica pluvial para reduzir os problemas com a poluição difusa associada a esses eventos, indicando que o adubo mineral em relação ao dejetos líquido aplicado apresentou menor ação da perda de solo e que no estudo é indicado a necessidade de se utilizar medidas de contenção de erosão mesmo em áreas manejadas com semeadura direta.

Mesmo a irrigação, quando mal manejada, acaba se tornando uma fonte de erosão que mina a qualidade dos solos, em função do carreamento dos nutrientes provenientes da adubação. Estudando os impactos ambientais da irrigação e seus efeitos sobre o ambiente, Bernardo (1997) comenta a respeito dos processos erosivos que são acentuados pela irrigação e que contribuem também para a contaminação de cursos de água.

A intensificação dos processos erosivos e degradação dos solos em regiões áridas semiáridas e subúmidas favorecem a desertificação (Rios & Vale, 2014). As perdas promovidas pelos processos erosivos intensificados são de difícil reversão e os impactos na qualidade dos solos afetem diretamente as comunidades que dependem dos recursos naturais degradados. Ao investigar o desmatamento no Cariri paraibano, Araújo & Sousa (2011) destacam o aspecto da desertificação associado à suscetibilidade dos solos da região a processos erosivos acelerados pelo mau manejo da terra e propondo temas de aulas voltados à conservação dos recursos naturais para conscientizar a população como solução para garantir a qualidade dos recursos naturais para as gerações futuras.

Franco et. al. (2002) sugere que sistemas agroflorestais apresentam um grande apelo para conservação dos solos em microbacias auxiliando também na redução da poluição de cursos hídricos, devido sua capacidade em reter fertilizantes e agroquímicos carregados pelo escoamento superficial em encostas.

2.3 Impacto na Produção Agrícola

O impacto dos processos erosivos na agricultura está diretamente associado à maneira com que o solo é manejado e o tipo de cultura produzida. Os sistemas de produção tentam encontrar um ponto de equilíbrio na energia utilizada para produzir o necessário para suprir demanda por alimentos. Todavia, não existe um modelo ideal e de modo geral é retirado mais do que o meio natural é capaz de repor. O cultivo convencional, quando sem preparo do solo, gera menos perdas de solo se comparado ao mesmo sistema quando o solo recebe preparo (Cassol & Lima, 2003). As perdas de solo promovem um gasto econômico pouco perceptível por parte dos produtores, mas que refletem diretamente na perda de fertilidade dos solos em

região que de modo geral apresentam baixa profundidade por conta de sua formação e relevo (Salgado et al. 2008).

O impacto econômico que a perda de solo promove em função do tipo de manejo do solo afeta diretamente a agricultura impactando seus custos de produção, que podem ser estimados pela quantidade de nutrientes perdida multiplicada pelo preço dos fertilizantes usados em uma propriedade (Marques et al., 2004). Dantas et al. (2010) mensuraram os custos oriundos dos efeitos da erosão de uma área produtora de soja com manejos em plantio direto e cultivo convencional. Usando como base para o cálculo os fertilizantes carregados pela erosão, preço dos fertilizantes, custo de aplicação, custos da fixação biológica de nitrogênio, preço da produção agrícola e redução da produtividade de longo prazo devido a erosão, os autores apontaram menores custos com o uso do manejo de plantio direto.

Estudos que avaliam a perda de solo por erosão hídrica em diferentes tipos de manejo fornecem informações importantes para melhor adequar as condições de produção evitando as perdas. Correlacionando perdas de solo e água sob chuva natural em um Cambiossolo Húmico aluminico em sistemas diversos de preparo e cultivo do solo, Schick et al. (2000) comentam sobre a eficiência da semeadura direta no combate a erosão, que a rotação de cultura é 37% mais eficiente que a técnica de sucessão, e que o preparo do solo fornece maiores influências na redução das perdas de solo e água que os sistemas de cultivo.

O tipo de cultura também é um fator que influencia fortemente os processos erosivos, onde culturas de cobertura mais densa costumam a mitigar melhor os efeitos da erosividade das chuvas. Bezerra & Cantalice (2006) avaliaram o efeito de diferentes coberturas em área de cultivo de cana-de-açúcar com relação à erosão entre sulcos, e encontraram melhores resultados na redução dos efeitos da erosão em dossel mais adensado associados à deposição de resíduos sob o solo que favorecem a infiltração.

Quanto ao aspecto da influência do manejo para a erosão entre sulcos utilizando o modelo de estimativa para perda de solo WEPP, Cassol & Lima (2003) encontraram 90% de redução da perda em manejo sem preparo do solo quando comparado ao preparo convencional. Vital (2007) comenta que o impacto de florestas plantadas sob determinada área pode ser benéfico ou maléfico em detrimento as condições iniciais do ambiente, assim como a condução do manejo. Em substituição a uma floresta nativa, devido à relação da área foliar que protege o solo, uma plantação de eucalipto aumentaria a intensidade dos processos erosivos, todavia quando empregado em uma área já degradada por outras culturas é possível observar um aumento da fertilidade do solo.

Como exemplos de práticas conservacionistas, que objetivam o controle da erosão, possíveis de serem trabalhadas na região estudada podem ser citados o plantio direto sobre cobertura vegetal morta, o cultivo mínimo em nível, com a produção de camalhões e vertedouros de água ao longo das encostas com intuito e reduzir a velocidade da água no escoamento superficial favorecendo a infiltração. Além das praticas sugeridas, medidas como cercar e preservar áreas do entorno de margens de rios e nascentes são cruciais para garantir a preservação dos recursos hídricos. Avaliando as perdas de fósforo promovidas pela erosão em Paty do Alferes em função dos sistemas de manejo empregados Núñez et al. (2003) determina que o cultivo mínimo com preparo de covas em nível seja o método de preparo de solo mais eficiente na redução das perdas de solo em detrimento ao preparo do solo com trator morro abaixo e restos vegetais queimados, com trator morro abaixo e restos vegetais não queimados, e aração com tração animal em nível intercalando com faixas de capim colônia.

2.4 Modelos que Estimam a Perda de Solo

Existem vários modelos matemáticos que objetivam estimar a quantidade de solo que é perdida pela erosão em função do tempo e da área de estudo. Tais modelos são oriundos de estudos em parcelas experimentais padrão, assim como baseados em testes com simuladores de chuva e observações em campo, e facilitam o estudo em grandes áreas como no caso de bacias hidrográficas.

Muitos destes modelos trabalham com dados obtidos em SIGs (Sistemas de Informações Geográficas), com imagens providas de sensoriamento remoto beneficiadas por técnicas de geoprocessamento que possibilitam a extração correta de informações usadas nas variáveis dos modelos. Dentre os vários modelos de estimativa de erosão existentes destacam-se a USLE (*Universal Soil Loss Equation*), RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*), SLEMSA (*Soil Loss Estimation Model for Southern Africa*), MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*), WEPP (*Water Erosion Prediction Project*), AGNPS (*Agricultural Nonpoint Source*), CREAMS (*Chemical Runoff Erosion Assessment Management System*), EUROSEM (*The European Soil Erosion Model*), EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*).

Branco (1998) buscou avaliar a produção de sedimentos a partir da ação da chuva comparando os resultados com a estimativa realizada pelo modelo MUSLE na bacia hidrográfica de Vacacaí-Mirim. Os resultados indicam que o modelo superestima a produção dos sedimentos mesmo integrando dados obtidos a campo, sugerindo que para montar séries temporais em bacias hidrográficas semelhantes o modelo deve ser ajustado.

Durigon (2011) utilizou a RUSLE para estudar as perdas provocadas pela erosão pluviométrica na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco no Rio de Janeiro associando as informações de SIG comparando três procedimentos de avaliação da cobertura do solo. Os maiores valores de perda foram encontrados no NDVI convertido em fator Cr (reescalado), possibilitando caracterizar a região como susceptível a erosão em grande parte da área.

Em diferentes condições edafoclimáticas brasileiras, Amorim et al. (2010) concluíram que os modelos USLE, RUSLE e WEPP superestimam as perdas de solo em comparação com parcelas experimentais, sendo o WEPP o que demonstrou melhor desempenho, com estimativas mais precisas em 46% das condições simuladas.

Vários outros trabalhos visam estudar os modelos buscando modificações ou ajustes atribuindo dados de SIGs para determinadas aplicações específicas a condições de campo, ou desenvolvendo programas que facilite a estimativa da perda de solo (Carvalho et al., 2014; Durigon et al., 2014; Fiorio et al., 2016; Ganasri & Ramesh, 2015; Gelagay & Minale, 2016; Prasannakumar, et al. 2012; Zhang et al., 2009). Tais estudos demonstram que não há um modelo que engloba todas as variáveis que resultam em uma estimativa precisa para todas as regiões do planeta. Sendo assim, cada modelo e seu pacote de ferramentas podem ser mais adequados para cada região de acordo com as características mais marcantes que iram promover a perda de solo.

Dentre os modelos citados, a USLE (Wischemeier & Smith, 1978) é um dos mais utilizados em estudos, sendo a base para outros modelos mais complexos. Por esta razão, que torna tal modelo bem abrangente. Sua fórmula aborda o assunto de forma linear, levando em considerações variáveis cujo produto final é informações de perda de solo, em toneladas por hectare no ano.

O modelo RUSLE é resultante da USLE e apesar de usar a mesma equação matemática, incorpora conceitos baseados em processos físicos da erosão, melhorando o resultado final da perda de solo. Apesar disso, o modelo superestima a perda de solo devido ao fato de não considerar a deposição de sedimentos ao longo das encostas (Capone, 2013; Cecílio, et al., 2009).

Diversos trabalhos utilizam a RUSLE para estimar a perda de solos em áreas delimitadas por bacias hidrográficas (Fernandez et al., 2003; Petan et al., 2010; Oliveira et al., 2015). Segundo Chavez (2010), a relação de aporte de sedimento apresenta grandes variações dependendo do modelo de estimativa de perda de solo utilizado como base, dificultando resultados mais próximos da realidade.

2.5 Sensoriamento Remoto Aplicadas ao Estudo da Erosão

Com os avanços da tecnologia no âmbito de coleta de informação à distância cada vez mais são utilizadas imagens para determinar condições espaciais e ambientais. O sensoriamento remoto ganhou espaço no mundo científico como uma ferramenta de grande valor para os estudos nas áreas que envolvem a conservação de recursos naturais (Silva et al., 2009). Na avaliação do comportamento dos processos erosivos em grandes áreas, esse tipo de tecnologia vem ganhando destaque no desenvolvimento de estudos que analisam os efeitos, buscando soluções para os problemas que tais processos acarretam.

Existem vários programas de monitoramento por satélite que disponibilizam gratuitamente as imagens e demais informações necessárias no desenvolvimento de trabalhos voltados para o estudo ambiental, destacando o programa Landsat da NASA e o CBERS que é sino-brasileiro, que são largamente utilizados como fontes confiáveis de imagens (Carvalho et al., 2014).

A possibilidade do uso das tecnologias de sensoriamento remoto permite elaborar, a partir de imagens, índices de vegetação que geram informações a respeito da cobertura do solo possibilitando inferir sobre seu estado de conservação. Um dos índices de vegetação mais utilizados é o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) que permite avaliar as mudanças observadas na cobertura vegetal, associado à radiação refletida para o espaço na faixa do vermelho e infravermelho do espectro eletromagnético (Rouse et al., 1974). Esse índice é também utilizado para determinar os tipos de cobertura do solo, permitindo avaliar mudanças espaciais e temporais sofridas pela vegetação (Asis & Omasa, 2007; Santos da Silva et al., 2009; Carvalho et al., 2014). O NDVI é um índice que adere a curva Gaussiana variando entre valores de -1 até 1, onde valores negativos representam corpos hídricos e valores positivos próximos de zero são tidos como solo exposto assim como valores positivos acima de 0,5 vegetação vigorosa.

Ponzone et al. (2001) comentam que imagens com resolução espacial baixas (acima de 100 m) não são indicadas para estudos que visam a quantificação de vegetação em diversos estágios de sucessão. Imagens fornecidas pelos sensores TM/Landsat 5, OLI/Landsat 8 e LISS3/Resourcesat-1 são uma boa opção para se trabalhar em estudos da vegetação de bacias hidrográficas.

Estudos em bacias hidrográficas que utilizam técnicas de sensoriamento remoto para estimar a perda de solo são cada vez mais comuns, pois facilitam o trabalho e reduzem os custos da pesquisa. Cecílio et al. (2009) trabalharam com dois modelos de estimativa para perda de solo na microbacia no distrito de Palmital em Viçosa – MG inferindo sobre o comportamento das estimativas a partir da resposta dos modelos em comparação a medições em campo, destacando a RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) como o que apresentou resultados mais parecidos com os obtidos em campo.

Trabalhos como o de Oliveira et al. (2015) ressaltam a importância do estudo da perda de solo utilizando técnicas de sensoriamento remoto que supra variáveis de modelos matemáticos como a RUSLE, atentando para as problemáticas inerentes dos processos erosivos em bacia hidrográfica e seu reflexo negativo na agricultura e a necessidade de se trabalhar práticas conservacionistas para reduzir a intensidade dos processos erosivos.

2.6 Especificações dos Sensores Orbitais e Processamento de Informações

Com o objetivo de realizar o monitoramento de recursos naturais terrestres os satélites do programa Landsat (*Land Remote Sensing Satellite*) vêm fornecendo imagens desde o início da década de 70. Lançado em 1984, o Landsat 5 gerou uma grande quantidade de imagens de qualidade por meio do sensor TM (*Thematic Mapper*) a bordo da plataforma orbital situada a 705 km de altitude, com resolução temporal de 16 dias. O término de suas atividades ocorreu em 2011 e seu sucessor (Landsat 7) entrou em funcionamento pleno com o sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) a bordo, que vem equipado com uma banda pancromática, com melhoras na resolução espacial. Suas atividades iniciaram-se a partir de 1999 e terminaram em 2003. É possível encontrar imagens ETM+/Landsat 7 posterior ao período de 2003 com falhas, que para maioria dos estudos são inutilizadas devido a um problema no espelho corretor de linha (SLC) (EMBRAPA, 2015).

A principal fonte de imagens atual do programa se baseia nas informações obtidas do sensor OLI (*Operational Land Imager*) e o TRIS (*Thermal Infrared Sensor*) a bordo do Landsat 8, lançado em 2013 e ainda em operação. Todas as imagens do programa Landsat são disponibilizadas gratuitamente ao público, o que facilita os estudos e monitoramento de recursos naturais ao redor do planeta.

Uma possibilidade para se trabalhar com imagens que englobe o período de 2009 até 2015 são aquelas oriundas do programa CBERS (*China-Brazil Earth Resources Satellite*). Contudo, devido à falta de acesso a um programa para realizar uma eficiente correção atmosférica das imagens, elas não foram aproveitadas para o presente estudo. A importância da correção para efeitos atmosféricos das imagens é uma etapa de grande valor no pré-processamento que esta inserida dentro das correções radiométricas, que se estabelecem em converter dados em nível de cinza tidos como empíricos para valores físicos quantitativos de refletância. Tal etapa do pré-processamento de imagens auxilia na redução das diferenças entre imagens multitemporais (Weckmüller & Vicens, 2015). Em imagens aéreas, a importância de tais correções está em mitigar efeitos de incompatibilidade em processos de correspondência principalmente para a formulação de mosaicos, segundo Langhi & Tommaselli (2008). Para a correção atmosférica das imagens dos sensores presentes nos satélites do programa Landsat o uso do modelo de transferência radiativa 6S apresenta um bom desempenho em comparação a outros métodos (Fragal & Montanher, 2011).

Para estudo que utilizam como ferramenta de observação da cobertura vegetal o NDVI as correções atmosféricas são importantes para se evitar que os dados em relação ao que se observa em campo sejam subestimados (Sanches et al., 2011).

O programa IRS (*Indian Remote Sensing Satellite*) possui uma grande gama de utilidades para as imagens produzidas a partir de seus sensores, sobretudo para coleta de dados de forma temática, servindo para obtenção de dados de recursos naturais. O principal objetivo deste programa é suprir informações que auxiliem no desenvolvimento econômico indiano, todavia devido a acordos governamentais seus recursos servem para estudos no Brasil. Em 2003, o Resourcesat 1 (ou IRS-P6), o décimo satélite da série de satélites do programa, foi lançado. Acoplado a ele o sensor LISS3 (*Linear Imaging Self-Scanner*) opera em quatro comprimentos de ondas (Tabela 1) com diferentes resoluções espaciais indicado para o estudo de vegetação (EMBRAPA, 2015).

As imagens LISS3/Resourcesat 1 são boas substitutas para a ausência de imagens de boa qualidade do ETM+/Landsat 7 no período entre 2010 até 2013. Segundo Silva et al. (2013), as informações obtidas das imagens dos sensores LISS3 e ETM+ com defasagem de aquisição de cerca de 15 minutos apresentam alta correlação para os valores de radiância no topo da atmosfera, indicando que tal sensor é um bom substituto.

Berra et al. (2013) fazem uma comparação cruzada entre o LISS3/Resourse 1 e o TM/Landsat 5 utilizando pixels em reflectância da superfície. De acordo com os autores, o LISS3 pode ser utilizado como substituto para o sensor TM por apresentar pouca diferença nas respostas avaliando cada banda comparada a sua equivalente na faixa do espectro eletromagnético, apresentando uma melhor resolução espacial.

Tabela 1 Especificação das características técnicas dos sensores TM/Landsat 5, LISS3/Resoursat 1, OLI/Landsat 8 e RapidEye.

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)	Resolução Temporal (dias)	Área Imageada (km)	Resolução Radiométrica (bits)
TM	Azul	0,45 - 0,52	30	16	185	8
	Verde	0,52 - 0,60				
	Vermelho	0,63 - 0,69				
	Infravermelho Próximo	0,76 - 0,90				
	Infravermelho Médio	1,55 - 1,75	120			
	Infravermelho Termal	10,4 - 12,5				
	Infravermelho Médio	2,08 - 2,35	30			
LISS3	Verde	0,52-0,59	23,5	24	141	7 bits (RESOURCES AT-1) e 10 bits (RESOURCES AT-2)
	Vermelho	0,62-0,68				
	Infravermelho Próximo	0,77-0,86				
	Infravermelho Médio	1,55-1,70				
OLI	Costal	0,433 - 0,453	30	16	185	12
	Azul	0,450 - 0,515				
	Verde	0,525 - 0,600				
	Vermelho	0,630 - 0,680				
	Infravermelho Próximo	0,845 - 0,885				
	Infravermelho Médio	1,560 - 1,660				
	Infravermelho Médio	2,100 - 2,300				
	Pancromático	0,500 - 0,680	15			
	Cirrus	1,360 - 1,390	30			
REIS	Azul	440 - 510	6,5 m (nadir) e 5 m para ortoimagens	24 horas (off-nadir) e 5,5 dias (nadir)	77,25	12
	Verde	520 - 590				
	Vermelho	630 - 690				
	Red-Edge	690 - 730				
	Infravermelho próximo	760 - 880				

Uma fonte de informações interessante são os satélites da missão RapidEye, composta por uma constelação de 5 micros atélites lançados em 2008 e controlada por uma empresa alemã privada. Apesar das imagens do RapidEye não estarem disponíveis gratuitamente para a população, a aquisição da cobertura do território nacional feita pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) possibilitou que instituições de pesquisa tivessem acesso as imagens para fins de estudos que visem o monitoramento de áreas agrícolas, florestais, cartografia, áreas políticas, segurança etc. Nos satélites RapidEye, os sensores que captam as informações terrestre são os REIS (*RapidEye Earth Imaging System*) que além de apresentarem uma resolução espacial de 6,5 e 5 m apresentam um tempo de revisita de 24 h para imagens captadas fora do nadir e de 5,5 dias para imagens no nadir (EMBRAPA, 2015).

Avaliando as características do RapidEye quanto ao mapeamento e monitoramento da superfície, e comparando a resposta de áreas de pastagem cultivada, plantio de eucalipto, áreas com água e em cavas de extração de areia, Antunes & Siqueira (2013) ressaltam que as imagens que vêm previamente ortorretificadas encontram-se dentro das normas pré-estabelecidas pela Comissão Nacional de Cartografia e são de grande utilidade para estudos ambientais, sobretudo por sua resolução temporal otimizada, indicando também que as repostas dos alvos estudados encontram-se condizentes com os valores esperado.

Batista da Luz et al. (2015) apresentam as possibilidades que o acesso à imagens RapidEye possibilitam a cerca de estudos que integram imagens com menos resolução espacial como a OLI/Landsat 8 para mapear de unidades amostrais de paisagem. Tal integração de tecnologias possibilita uma melhor separação espectral favorecendo uma boa classificação para o inventário florestal nacional e cuja metodologia está sendo melhorada.

O TM Landsat 5 possui resolução espacial de 30m e gera imagens de 8 bits sendo capaz de fornecer um bom conteúdo de informações. Contudo, existem vários sensores que superam a qualidade do sensor TM, havendo inclusive a versão melhorada ETM+ presente no Landsat 7 e o OLI no Landsat 8. A justificativa para o uso de imagens de sensores TM/Landsat 5 se baseia na possibilidade de realização de estudos em períodos antecedentes a 2011, além de serem gratuitas (Carvalho et al., 2014; Durigon et al., 2014; Silva et al., 2009; Chander et al., 2009).

2.7 Índices de Vegetação para Obtenção do Fator C

Existem diversas maneiras de se obter o fator C (variável representante da cobertura e manejo do solo) para equação da RUSLE, sendo possível de ser obtido a partir de avaliações em campo, a partir do índice de vegetação NDVI, a partir de revisão de literatura utilizando Tabelas pré definidas, por meio de mensurações de valores de perda de solo ou de forma híbrida incluindo técnicas de sensoriamento remoto associadas a estudos de campo com respaldo na literatura (Tanyas et al., 2015). A obtenção deste fator por meio de imagens de satélite tem sido bem estudada por ser uma das fontes de incertezas mais marcantes do modelo (Durigon et al., 2014). Sob déficit hídrico no solo, os erros na interpretação de cobertura vegetal se tornam mais comuns, pois sua reflectância é semelhante à observada em áreas com solo exposto. Essa característica atribuída ao efeito natural da sazonalidade da região remete a uma questão fisiológica da planta que em períodos de estiagem tem o conteúdo de água em suas folhas drasticamente reduzido, afetando a biomassa e valores do NDVI (Johansen & Tømmervik, 2014). O uso do NDVI tem ganhado destaque (Van Der Knijff et al., 2000; Alkharabsheh et al., 2013; Carvalho et al., 2014; Durigon et al., 2014) e visa correlacionar a reflectância obtida nos sensores orbitais com a cobertura do solo.

O NDVI correlaciona os pixels de uma imagem nas bandas do infravermelho e vermelho baseado na resposta das plantas, cuja reflectância foliar é maior na faixa do infravermelho próximo e possibilita avaliar as mudanças observadas na cobertura vegetal

(Portzet al., 2011). Os valores obtidos por este índice possuem várias aplicações, sendo importante para caracterizar diferentes tipos de cobertura do solo e avaliar mudanças espaciais e temporais sofridas pela vegetação em determinada área da superfície terrestre. Isso possibilita a realização de estudos de impacto da ação antrópica sobre o meio natural (Asis & Omasa, 2007; Silva et al., 2009). Outro aspecto relacionado ao índice é o fato dele reduzir ruídos nas imagens provocados por diferenças de iluminação solar sombra de nuvens, alguns efeitos atmosféricos e certas variações topográficas (Jensen, 2009).

O NDVI é o índice padrão para determinar a cobertura do solo a ser utilizado para o cálculo do fator C da RUSLE. O desempenho do NDVI como ferramenta para analisar o comportamento da sazonalidade em uma determinada área explicando a variância dos dados é eficiente e supre as necessidades para a compreensão de fenômenos que afetam a cobertura do solo a partir da análise de séries temporais, mesmo havendo índices como EVI (*Enhanced Vegetation Index*) que desempenham melhor essa função específica (Ferreira et al., 2005; Liesenberg et al., 2007). Avaliando comparativamente as respostas do SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) e o NDVI a partir do índice de qualidade de imagem que considera a diferença entre correlação, luminosidade e contraste das imagens, Rodrigues et al. (2013) afirmam que o NDVI é mais indicado para o estudo de vegetação natural.

O NDVI obtido a partir de sensores MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) está mais sujeito a apresentar maiores variações dos dados nas áreas mais úmidas ou em estações chuvosas, caracterizando variações sazonais mais acentuadas quando as imagens não são corrigidas para efeitos atmosféricos (Carvalho Junior et al., 2008).

O uso de vetores multi-temporais baseado na diferença entre os índices NDVI e NDII (*Normalized Difference Infrared Index*) possibilita a medição de mudanças no estado fisionômico e fisiológico de plantas (Gartizia et al., 2016), e pode ser uma alternativa para obtenção do fator C, apesar de não considerar a vegetação seca como barreira física contra erosão.

O NDVI assim como o SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) e o IAF (*Índice de Área Foliar*) apresentam alterações em suas respostas em função da disponibilidade hídrica do perfil do solo (Barotto & Gomide, 2013; Leda et al., 2016), indicando que imagens obtidas em períodos úmidos tendem a ter maior homogeneidade, mascarando a presença de áreas degradadas. Rêgo et al. (2012) confirmam que o SAVI e o NDVI apresentam resultados semelhantes, sendo boas ferramentas no estudo de áreas degradadas e que a principal diferença entre os dois ocorre em imagens obtidas em período chuvoso. Mesmo não sendo vigorosa, a presença de uma vegetação seca confere proteção ao solo quanto ao impacto das gotas de chuva, proporcionando ainda uma razoável capacidade de infiltração auxiliada pelas raízes. Dessa maneira, valores baixos do NDVI, que causam redução do fator C (Durigon et al., 2014), podem estar contribuindo para superestimar o resultado final de perda do solo. Além disso, baixos valores do NDVI estão relacionados à presença de vegetação esparsa que, de acordo com a resolução espacial do sensor utilizado, pode ser considerada como solo exposto ou evidenciar valores intermediários entre o que é possível classificar como solo exposto e presença de uma vegetação exuberante e adensada.

Avaliando o SAVI e o NDVI a partir do índice de qualidade de imagem que considera a diferença entre correlação, luminosidade e contraste das imagens, Rodrigues et al. (2013) afirmam que o NDVI é mais indicado para o estudo de vegetação natural.

Outro índice possível de substituto para o NDVI na geração do fator C que considera o teor de água nas copas da vegetação é o NDWI (*Normalized Difference Water Index* - Bo-Cai Gao, 1996) desconsiderado por não integrar os dados temporais espaciais que caracterizam o efeito da sazonalidade sob a vegetação. Nesse sentido, a inserção de dados de chuva na interpretação do comportamento da sazonalidade da vegetação torna-se uma alternativa para

melhor compreensão da dinâmica dos diferentes tipos de cobertura (Becerra et al., 2007). Lira et al. (2011) também relatam sobre a intrínseca relação da resposta do NDVI quanto ao estado da vegetação em relação à precipitação. Mesmo sendo um dos melhores índices para se estudar a cobertura do solo, a classificação de valores do NDVI intermediários entre aqueles ditos como solo exposto e vegetação exuberante e adensada ainda não é precisa em imagens de baixa resolução espacial. A ausência de um índice que possa fornecer um fator C que considere a vegetação afetada pela sazonalidade justifica a elaboração do fator C-pc (*Precipitation Correction*) e Fator Cr2 (reescalado 2) sugeridos no presente trabalho.

As etapas de processamento das imagens para gerar o NDVI são cruciais para garantir a qualidade das informações. Ressalvando a importância das correções atmosféricas, permitindo aplicar os dados a modelos matemáticos para resgatar o percurso da radiação e reconstruir as características espectrais da superfície terrestre (Sanches et al., 2011; Eduardo & Silva, 2013). A conversão do valor digital de cada pixel em valor físico de reflectância possibilita que o NDVI diferencie corretamente comportamento espectral da vegetação em relação aos demais alvos, garantindo informações de boa qualidade (Moreira, 2005). Quanto a essa etapa do processamento, ainda há divergências se a aplicação de correções radiométricas se faz necessária para gerar um NDVI confiável, contrastando se o esforço em produzir imagens corrigidas é mesmo válido (Costa & Ramos, 2013).

A diferença entre NDVI gerados a partir de imagens TM/Landsat 5 com e sem correção radiométrica é pequena, mas é uma etapa do estudo importante para a obtenção de resultados com melhor qualidade (Costa & Ramos, 2013). Sendo que para o presente trabalho foram adotados os procedimentos de correção atmosférica.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Características da Bacia Hidrográfica Estudada

A bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco é um importante objeto de estudo quando se refere à análise temporal de cobertura e perdas de solo, por se tratar de uma região com expressiva competição entre as atividades agrícolas e ocupação urbana com a proteção ambiental. A altitude média da bacia é de 780,4m, ocupando uma área de 85,85 km² e tem sua rede de drenagem com classificação de quinta ordem, com comprimento total estimado em 216,9 km. O relevo predominante é o fortemente ondulado e o clima na região é classificado como Cw, com índices pluviométricos variando de 1.100 a 1.700 mm anuais (Durigon, 2011). As imagens utilizadas no trabalho provêm da região do Rio de Janeiro conhecida como Médio Paraíba do Sul e referente aos nos municípios de Paty do Alferes e Miguel Pereira (coordenadas 22° 30' 33" e 22° 22' 53" S e 43° 30' 15" e 43° 20' 50" O). O estudo das características da conservação dos solos da região envolve uma série de variáveis com relevância ambiental e social, considerando o fato de que a região integrar parte da bacia do rio Paraíba do Sul importante para todo estado do Rio de Janeiro.

A ação antrópica se evidencia principalmente nos processos de produção agro-pecuária cujo manejo em muitas propriedades não consideram medidas conservacionistas (Figura 1).

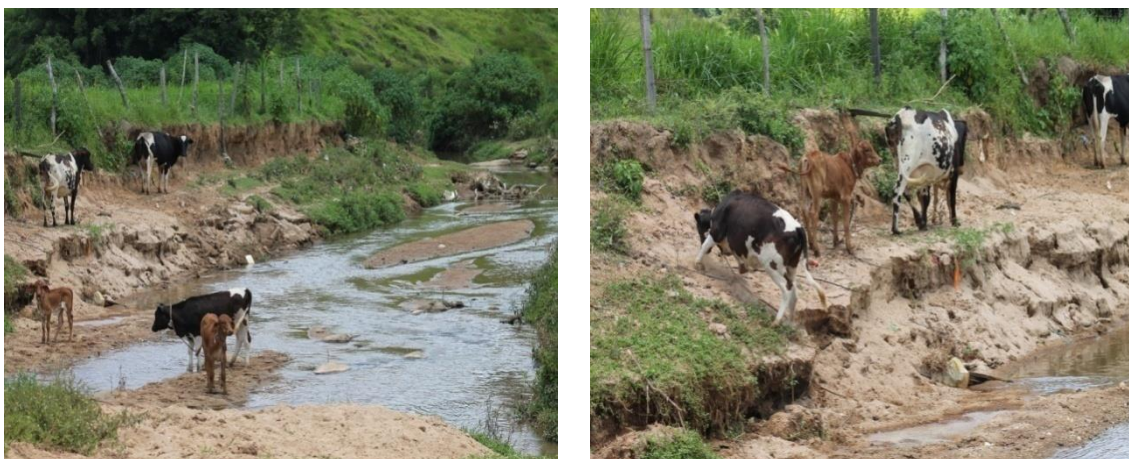


Figura 1 Margens de um dos principais afluentes da bacia de Palmares-Ribeirão do Saco em processo de assoreamento com presença de animais de grande porte que aceleram o processo de degradação.

Tal descaso com a conservação dos recursos naturais da região implica na aceleração dos processos de degradação, onde a erosão laminar pouco percebida ganha proporção de voçorocas (Figura 2) cujos depósitos de sedimentos assoreiam córregos e rios na região.



Figura 2 Imagens adquiridas próximo ao ponto mais alto da bacia hidrográfica de Palmaes-Ribeirão do Saco focando a formação de voçorocas ao longo dos morros próximos à estrada.

Naturalmente a região que compreende o município de Paty do Alferes apresenta formações rochosas com características mineralógicas e texturais que propiciam serem permeáveis com susceptibilidade aos processos erosivos. Pinto da Silva, et al. (2003) relata que a maioria das 244 feições erosivas lineares estudada na região a maioria corresponde a incisões desconectas da rede fluvial influenciadas pela estrutura geológica.

Ao analisar o comportamento da erosão linear em Paty do Alferes de 1986 até 1996 Salgado, et al. (2008) relata que a permanência de áreas sujeitas à erosão se estabelece em localidades de declividade acentuada com predomínio de solos com horizontes B textural e/ou solos pouco profundos ressaltando que o manejo das oreículas cultivadas na região vêm contribuindo para acentuar os processos erosivos.

A bacia de Palmaes-Ribeirão do Saco apresenta em sua totalidade, uma tendência natural a processos erosivos relacionados à erodibilidade e conformação do relevo (Durigon, 2011). O ideal é alterar a forma de exploração de seus recursos naturais a fim de preservar sua integridade. Todavia para que tais mudanças ocorram, um elevado investimento em tecnologias e equipamentos para formação de contenção do solo e proteção de margens e nascentes de cursos de água seriam necessários.

Programas de conscientização assim como a inserção de práticas que garantam a preservação dos recursos naturais sem dificultar o manejo agrícola na região são medidas mitigadoras que, caso implementado, estabilizaria em parte tais processos, que ainda são pontuais. Com o decorrer do tempo caso o cenário se mantenha os municípios poderão sofrer um forte declínio econômico, obrigando a população migrar ou mudar a forma de sustento. Programas de extensão rural que levassem recursos e apoio técnico aos produtores são medidas importantes a serem tomadas.

3.2 Aquisição e Seleção das Imagens

As imagens disponíveis utilizadas para a elaboração do NDVI da bacia hidrográfica foram àquelas livres de nuvens provenientes dos sensores TM/Landsat 5, OLI/Landsat 8, REIS/RapidEye, ILSS3/Resourcesat-1, sendo selecionadas no período entre 2009 e 2015. Imagens ETM+/Landsat 7 não foram utilizadas por apresentarem erros atribuídos ao mau funcionamento do equipamento em órbita durante o período estudado.

3.3 Etapas do Processamento das Imagens

Para a realização do processamento das imagens que possibilitasse uma avaliação comparativa entre os dados atuais com os utilizados para obtenção da série histórica de perda de solo, foram realizadas as mesmas etapas de processamento para obtenção da cobertura vegetal realizados por Durigon (2011). As imagens selecionadas foram submetidas às seguintes etapas de processamento:

- Correções radiométricas da imagem convertendo os níveis de cinza dos pixels em valores físicos de reflectância da superfície que possibilitam a distinção dos alvos sem a interferência da atmosfera;
- Georreferenciamento das imagens associando pontos virtuais a um modelo matemático da superfície terrestre (*Datum* WGS84) com pontos reais obtidos na região estudada com auxílio de um GPS. Vale ressaltar que para as imagens OLI/Landsat 8 e REIS/RapidEye tal procedimento não foi necessário pois elas já são obtidas ortorretificadas e georreferenciadas com o mesmo *Datum*;
- Cortes das imagens a fim de destacar a bacia hidrográfica e obter o NDVI da região. Os cortes das imagens foram realizados com as mesmas delimitações estabelecidas em um arquivo *shape* utilizadas por Durigon (2011).

A validação dos dados foi realizada por meio da coleta de informações em campo realizada em Janeiro de 2016, com pontos de referência coletados com auxílio do GPS (Garmin/GPSMAP 62). As informações obtidas a partir do NDVI a respeito da proporção de cobertura vegetal podem caracterizar o estado de conservação do solo, sendo usadas para a obtenção do fator C.

3.3.1 Correção atmosférica

Os níveis de cinza foram convertidos para reflectância da superfície permitindo que cada pixel representasse um valor físico, evitando uma análise empírica dos dados das imagens. Para isso, foi utilizado o programa *Atmcor* (modelo de 6S) com as versões específicas para cada sensor (*Atmcor4TM*, *Atmcor4OLI* e *Atmcor4RapidEye*). O procedimento para correção das imagens TM/Landsat 5 utilizou-se como base os coeficientes de calibração apresentados por Chander et al. (2009), sendo que para os demais tais informações foram obtidas dos metadados.

O procedimento implica em converter as imagens que comumente são adquiridas no formato *.tiff* para o formato *.raw* e importadas para a pasta onde está o *Atmcor* e onde estão os arquivos com os dados de entrada conforme a Tabela 2.

Tabela 2 Dados do input utilizado pelo Atmcor4 para correção atmosférica das imagens.

Dados de entrada
Dia (extraído dos metadados)
Mês (extraído dos metadados)
Hora decimal (extraído dos metadados)
Longitude do centro da área (extraído dos metadados)
Latitude do centro da área (extraído dos metadados)
Modelo tropical de atmosfera (foi adotado modelo tropical)
Modelo continental de aerosol (foi adotado modelo continental tipo 1)
Visibilidade horizontal em km (estipulado visualmente)
Altitude em relação ao nível do mar (foi utilizada a altitude média da região, de 780m)
Sensor a bordo do satélite (utilizada identificação programada no próprio software)
Banda da imagem (valores de acordo com cada sensor estipulado pelo software)
Qcalmin e Qcalmax (faixa de bits da imagem)
Lmin e Lmax (coeficientes de calibração, conforme Chander et al., 2009)
Número total de pixels da imagem (obtida na identificação da imagem em .raw)

Os dados que representam a visibilidade horizontal para as datas das imagens utilizadas no trabalho foram inseridos com base na observação visual das imagens. Essa opção foi adotada por não termos acesso a um banco de dados confiável que armazene tais informações. Como resultados, foram obtidas imagens de reflectância da superfície em real de 32 bits que foram utilizadas na obtenção do NDVI. Para que as imagens pudessem ser trabalhadas foi produzido manualmente o arquivo .dsc que complementava as imagens .raw utilizadas para produzir o NDVI.

3.4 Obtenção do NDVI

O NDVI foi calculado utilizando-se a Eq. 1, cujos resultados variam de -1 a 1. Valores próximos de zero indicam solos expostos ou com baixa densidade de cobertura vegetal, enquanto valores próximos a 1 indicam a presença de uma densa e vigorosa cobertura vegetal. Os valores negativos do NDVI representam resposta de corpos hídricos (Durigonet al., 2014).

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{nir}} - \rho_{\text{red}}}{\rho_{\text{nir}} + \rho_{\text{red}}} \quad (1)$$

Em que:

ρ_{nir} = reflectância espectral da superfície na faixa do infravermelho próximo (adimensional); e

ρ_{red} = reflectância espectral da superfície na faixa do vermelho (adimensional).

3.5 Modificação para o Fator C

A Figura 1 apresenta o fluxograma com as etapas executadas para obtenção do NDVI-PC e fator C modificado. A proposta é gerar um fator C capaz de considerar a vegetação com valores de NDVI reduzidos em função da sazonalidade das chuvas. Para tal, a seguir será apresentada a metodologia adotada em cada uma das etapas do fluxograma, a partir do que já foi apresentado.

3.5.1 Caracterização do NDVI-PC

A função atribuída ao NDVI-PC é suavizar os efeitos da sazonalidade das chuvas na modificação proposta para o fator C, simulando as proporções de áreas de vegetação sujeitas a representativas mudanças na reflectância. A vegetação alvo é mais associada aos aglomerados de espécies arbóreas que em função de um período de estiagem gerou baixos valores de NDVI.

A utilização do NDVI-PC é atrelada à análise temporal de uma mesma região, pois devido à independência do resultado de uma imagem em períodos distintos, em uma mesma área de estudo, o NDVI-PC se presta a reduzir as variações entre classes que identificam o tipo de cobertura do solo.

Os dados de campo que melhor representam o efeito de sazonalidade são aqueles associados ao regime de chuva, os quais determinam as condições de vigor das plantas.

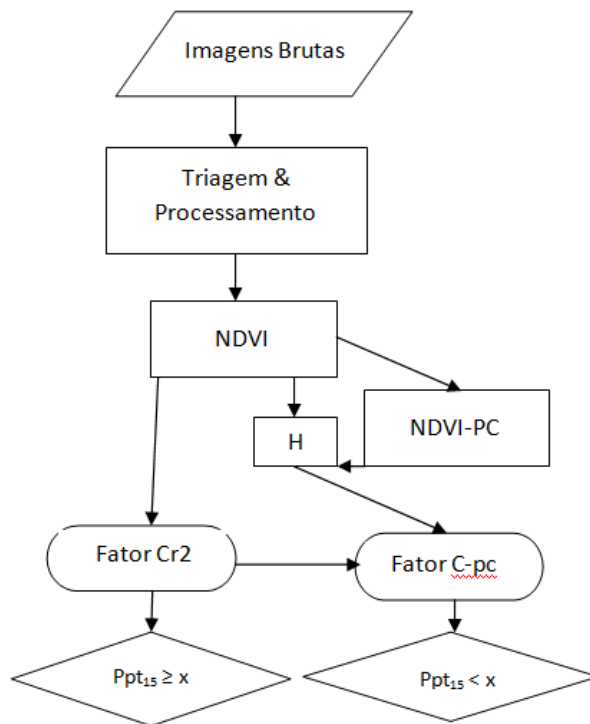


Figura 3 Fluxograma representativo das etapas para obtenção do fator C corrigido para o efeito de sazonalidade das chuvas sob a vegetação.

O NDVI – PC é representado pela Eq. 2:

$$\text{NDVI – PC} = \frac{\text{NDVI} \cdot x}{\text{Ppt}_{15}} \quad (2)$$

Em que:

NDVI – imagem no formato do *Normalized Difference Vegetation Index*.

x – variável niveladora, representante da média quinzenal de precipitação da série temporal estudada (em mm).

Ppt₁₅ – precipitação acumulada em 15 dias antes da data da imagem utilizada no cálculo do NDVI (em mm).

A inserção da variável niveladora (x) visa fornecer um padrão baseado na precipitação da série temporal para imagens de datas diferentes, determinando quais imagens podem ser utilizadas para se obter o NDVI-PC, evitando resultados incoerentes com a realidade. O ideal seria atribuir à variável niveladora, valores de precipitação associados à necessidade fisiológica de água da espécie vegetal, em valor que representasse alterações significativas na sua resposta espectral. Contudo, isso se torna inviável quando grandes quantidades de espécies vegetais estão presentes na área de estudo. Por isso, a variável niveladora (x) foi atribuída ao regime pluviômetro padrão da região estudada, observado em um período de no mínimo 5 anos, e que englobe as datas das imagens trabalhadas. A variável x é obtida a partir do valor de precipitação dividido por 24, a fim de caracterizar a média da precipitação em quinzenas da série temporal trabalhada. Para o estudo de caso, a variável niveladora utilizada foi de 4,19 mm, calculada para os anos de 2009 a 2015.

A utilização do valor de Ppt_{15} se baseia no fato do total precipitado com quinze dias de antecedência da data da imagem ter maior influência na resposta da vegetação, contribuindo para caracterizar sua reflectância. Para confirmar essa suposição, em relação ao estudo de caso, foi realizada a correlação entre os dados de precipitação de 15 dias, um mês, seis meses e um ano anteriores a data da imagem, com os valores de NDVI para a classe de 0 a 0,5. Sendo a melhor resposta encontrada para valores de precipitação de 15 dias anteriores cujo coeficiente de correlação foi de 0,64. Foram testados também os dados do mês anterior, semestre anterior e do ano anterior a passagem do satélite. O melhor resultado foi obtido com o período de tempo de 15 dias anteriores.

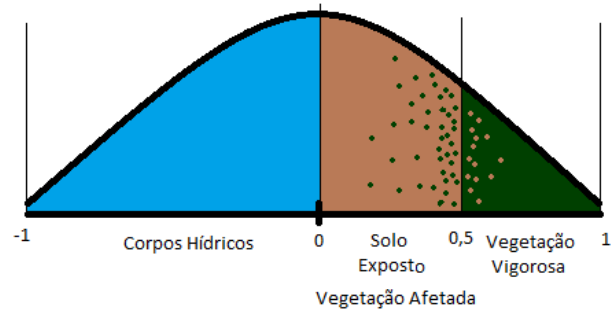
Vale ressaltar que se o valor de Ppt_{15} for igual a 0, a este deve ser atribuído o valor 0,1, para que não haja inconsistência matemática. Esse procedimento considera que a área estudada tem realmente cobertura vegetal afetada por período de estiagem em toda sua extensão.

Quando os dados do NDVI são submetidos às modificações promovidas pela inserção dos dados de chuva existe uma tendência dos valores saturarem nos limites do NDVI (de -1,0 até 1,0). Esse comportamento esperado é o que possibilita a separação dos valores da porcentagem de área ocupada pela vegetação afetada de NDVI reduzido.

3.5.2 Comportamento do NDVI-PC

Os resultados de NDVI-PC foram comparados aos valores NDVI, utilizando como base, valores variando de -1 até 1. Para isso, foram utilizadas as imagens dentro do período de 2009 a 2015 que pudessem ser convertidas corretamente em NDVI-PC. A comparação foi feita a partir do deslocamento dos dados em relação ao NDVI na faixa que engloba tanto valores possíveis de serem classificados como solo exposto, vegetação rala e vegetação afetada de NDVI reduzido (de 0 a 0,5). Tal comparação serviu para averiguar se o NDVI-PC para essa faixa apresenta redução nos resultados em relação ao NDVI. Sendo assim o NDVI-PC foi subtraído do NDVI, em valores de porcentagem de área ocupada pelas classes de 0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5. O esperado para o índice é que ele amplie a escala da faixa considerada como solo exposto, possibilitando diferenciar o que é vegetação afetada pela disponibilidade de água (valor de NDVI abaixo do esperado) da condição de solo nu, o que possibilita mitigar as perdas de solo (Figura 4a e 4b).

a)



b)

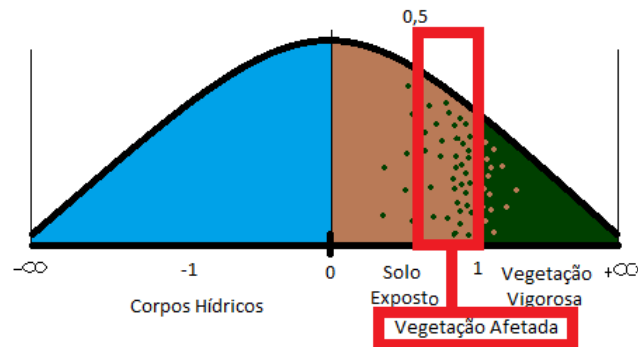


Figura 4 Exemplificação do funcionamento e classificação dos valores de NDVI (a) e do NDVI-PC (b) apontando a separação promovida pelo NDVI-PC para classe de vegetação afetada pelo efeito da sazonalidade das chuvas.

3.5.3 Obtenção do fator C a partir do NDVI-PC

O objetivo do Fator C-pc proposto é considerar a vegetação arbórea e herbácea (sobretudo da família das Poaceas) com valores reduzidos de NDVI afetada pelos regimes das chuvas em função do tempo e espaço para evitar parte da superestimativa das perdas de solo atribuídos ao efeito da sazonalidade.

A obtenção do fator C a partir dos dados do NDVI-PC segue a premissa de que apenas quando a variável Ppt_{15} for menor que a variável niveladora (x) haverá efeito da sazonalidade das chuvas sob a vegetação. Para tal efeito, a chuva quinzenal antecedente é considerado o principal fator da reflectância vegetal. Assim, quando a Ppt_{15} é menor que a variável niveladora implica em dizer que nos quinze dias antecedentes à passagem do satélite houve uma proporção de chuva menor do que o padrão da série temporal, favorecendo o ressecamento da vegetação adaptada às condições do ambiente estudado. Dando continuidade aos estudos de Durigon (2014) e para possibilitar uma melhor conversão dos dados é proposto modificações na obtenção do fator Cr (reescalonado) (eq. 3 e 4).

$$\text{Fator C-pc} = \text{Fator Cr2} \cdot \left(\frac{\text{Ppt}_{15}}{x}\right)^H \quad (3)$$

$$\text{Fator Cr2} = \frac{(-\text{NDVI}+z)}{2 \cdot z} \quad (4)$$

em que:

Fator C-pc – valor de fator C corrigido para o efeito de sazonalidade das chuvas (*precipitation correction*);

Fator Cr2 – valor de NDVI convertido em fator C (*reescalonado 2*);

z – variável que representa o valor máximo de pixel do NDVI;

H – porcentagem da área sujeita à sazonalidade, obtida pela subtração da porcentagem de área ocupada pelo NDVI com NDVI-PC divididos por 100 para classe que varia de 0,3 - 0,5.

Essa alteração proposta para gerar o Fator Cr2 segue a mesma estrutura apresentada por Durigon et al. (2014), diferenciando apenas na adição da variável z que possibilita um ajuste com maior sensibilidade específica para cada imagem. A alteração na equação do fator C reescalonado serve para ajustar a equação à faixa de variação saturada, fazendo com que o índice se ajuste adequadamente à faixa de 0 a 1, na qual a vegetação mais adensada passa a ser representada por valores mais próximos de 0 e solo exposto, valores próximos de 1.

A equação 2 foi posteriormente utilizada para calcular a perda de solo final da região considerando o efeito da sazonalidade. A equação caracteriza a imagem como mapa de cobertura vegetal integrando a simulação da presença de cobertura vegetal afetada de NDVI reduzido capaz de reduzir o impacto da erosão da chuva. Essa simulação implica na redução dos valores do Fator Cr2 a partir dos dados de precipitação média anual e da porcentagem de área ocupada pela vegetação afetada. Dessa maneira, o resultado final do fator C é atribuído ao estado da vegetação em função da data imagem e à influência do tempo caracterizado pela Ppt_{15}/x em função do espaço afetado relacionado à variável H.

Para obter o fator H compararam-se os resultados e tendências do NDVI com o NDVI-PC a fim de determinar a porcentagem de área que deslocava de uma classe para outra em função da saturação do NDVI-PC, usando por base padrão, a faixa que engloba as classes do NDVI. Assim, a faixa ideal da classe usada como parâmetro para obtenção do fator H foi definida a partir de um teste com diferentes respostas de reflectância em NDVI para três alvos identificados com presença de solo exposto e três alvos identificados com presença vegetação sob efeito da sazonalidade na área de estudo. Para tal, utilizou-se uma imagem em NDVI do OLI/Landsat 8 datada de 22/05/2016 e uma imagem do Google Earth Pro de 29/05/2016 que forneceu detalhes visuais devido sua alta resolução espacial, que segundo Silva & Nazareno (2009) para a maioria das imagens é de 15 metros. Em cada área selecionada coletou-se os valores de reflectância de 9 pixels a partir da coordenada central dos quais foram retirados as médias e respectivos desvios padrão. Também foram comparados os valores de NDVI dos pixels centrais das coordenadas selecionadas em função do tempo usando as imagens utilizadas para produção dos mapas de perda de solo. Esses resultados foram submetidos a correlação com os dados de chuva da quinzena anterior a imagem e a seu respectivo EI_{30} .

Justificada e estabelecida a faixa de valores a ser usadas no fator H, este foi obtido a partir da subtração do NDVI pelo NDVI-PC divididos por 100 para a classe de 0,3-0,5, que representa a porcentagem de área ocupada por vegetação afetada pelo período de seca. Dessa forma, quando H for zero, indicando não haver área de vegetação afetada de NDVI reduzido, o valor do fator C-pc será o próprio Fator Cr2; e quando o valor for 1,0 (máximo), indicando que 100% da área estudada é vegetação seca, o fator C-pc será o Fator Cr2 alterado pela precipitação ocorrida nos 15 dias antecedentes. Dessa maneira, para as datas em que a Ppt_{15}

foi superior ou igual à variável niveladora proposta na Equação 3 utilizou-se como fator C apenas o Fator Cr2, enquanto nas demais datas aplicou-se o fator C-pc.

A multiplicação do Fator Cr2 por $(Ppt_{15}/x)^H$ tende a reduzir seus valores, simulando a existência de maior cobertura protegendo o solo. Essa redução dos valores em relação a Ppt_{15}/x sempre deverá apresentar valores menores que 1, ou seja, atendendo à condição de que Ppt_{15} é menor que a variável niveladora (x).

O fator C foi simulado a partir dos métodos: fator Cr, Fator Cr2 e fator C-pc. Para o cálculo do fator C-pc foi adotado valor de $H = 1$, equivalente a uma área cuja cobertura do solo é representada por 100% de vegetação afetada de NDVI reduzido e variável niveladora fixada em valor de 5,0 mm. Posteriormente, para designar o fator C mais representativo para se obter as perdas de solo foi realizada a comparação entre os resultados das três metodologias.

Foi também simulado o Fator C-pc quanto a variações de valores de H fixando a Ppt_{15} em 1,0 mm e posteriormente variando valores de Ppt_{15} abaixo de 5,0 mm fixando o valor de H em 1. Em ambas as simulações a variável niveladora utilizada foi de 5,0 mm.

3.5.4 Aplicação do fator C modificado ao estudo de caso

Para avaliar o comportamento do NDVI-PC na área da bacia hidrografia de Palmares-Ribeirão do Saco, RJ, inicialmente foram selecionadas, no período de 2009 a 2015, as imagens que continham poucas nuvens e que houvesse valores de erosividade das chuvas a elas associados. Assim, foram selecionadas sete imagens que atenderam os quesitos (Tabela 3).

Tabela 3 Imagens selecionadas plausíveis de serem utilizadas para estimar a perda de solo para o período de 2009 até 2015.

TM/Landsat 5	LISS3/Resoursesat 1	OLI/Lansat 8
28/02/2009	19/11/2010	01/03/2015
15/02/2010	17/06/2012	
06/05/2010		
09/05/2011		

As imagens REIS/RapdiEye não englobava totalmente a área da bacia e por isso foram desconsideradas do estudo, pois mesmo confeccionando um mosaico com outra imagem de data próxima poderia haver diferenças severas na resposta da vegetação. Todavia, por se tratar de imagens com alta resolução espacial, seu uso foi efetivado apenas como fonte de informação visual de apoio para as imagens dos demais sensores.

Para cada uma foram obtidos o NDVI e o NDVI-PC, dos quais foram extraídos os valores de reflectância e suas respectivas porcentagens em classes. A partir disso, obteve-se a porcentagem total da área ocupada por cada conjunto de valores que foram divididos em classes de NDVI (Tabela 4).

Tabela 4 Classes usadas para distinguir alvos dos mapas de NDVI e NDVI-PC.

Valores de pixels	Classificação
menor que 0	Corpos hídricos
0 até 0,3	Solo exposto
0,3 até 0,5	Vegetação afetada de NDVI reduzido
maior que 0,5	Vegetação vigorosa

A classificação que leva em consideração a saturação promovida pelo NDVI-PC é propositalmente semelhante à do NDVI para que a comparação seja feita corretamente e para que o efeito de suavização da sazonalidade ocorra. Sendo assim, valores superiores a 1 devem ser incluídos na faixa de vegetação vigorosa e valores negativos considerados como corpos hídricos.

Cada conjunto de pixel multiplicado pela área total da bacia forneceu as proporções de área ocupada por cada classe. Esses valores foram utilizados para caracterizar a região a partir dos dois índices e comparar as respostas com o cenário observado em campo.

Como critério de efeito de sazonalidade, foi adotado a variação da resposta dos pixels para a faixa do NDVI e NDVI-PC que corresponde à classificação de vegetação afetada de NDVI reduzido (de 0,3 até 0,5). Para verificar o estado da cobertura do solo ao longo do tempo, os dados da série temporal em NDVI e NDVI-PC foram submetidos à análise descritiva dos dados, teste de normalidade e análise de variância ($p < 0,05$) para verificar se houve diferença entre pelo menos uma das datas avaliadas. Para o teste de normalidade, utilizou-se Shapiro Wilk e para a diferenciação dos dados de porcentagem de área das classes da Tabela 3 em função do tempo utilizou-se Kruskal-Wallis.

3.6 Aplicação da RUSLE

Para a estimação da perda de solo anual na bacia hidrográfica foi utilizada a RUSLE (eq. 5). As perdas de solo de 2009 a 2015 foram geradas variando apenas os dados do fator C, adotando o fator Cr (re-escalonado) a partir do NDVI e a integração entre o Fator C-pc e o Fator Cr2.

$$PS = R.K.L.S.C.P \quad (5)$$

Em que:

PS = Perda de solo média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

R = Fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

K = Fator erodibilidade do solo ($t \text{ ha h MJ}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);

L = Fator de comprimento de rampa (adimensional);

S = Fator de declividade de rampa (adimensional);

C = Fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P = Fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Os mapas de erodibilidade do solo (K) e comprimento e declividade de rampa (LS) foram os mesmos utilizados por Durigon (2011), e apresentam tamanho de pixel em 10 metros. A manutenção dos mesmos mapas possibilitou variar apenas as variáveis C e R, facilitando a comparação dos resultados.

Para compatibilizar as imagens de diferentes resoluções espaciais, foi gerado para cada mapa um mosaico baseado nos pontos de georreferenciamento que possibilitou sobrepor as imagens mantendo as informações originais de cada pixel. Tal etapa foi necessária para permitir que as imagens fossem multiplicadas a fim de gerar a perda de solo estimada final. Outro procedimento para viabilizar a compatibilização dos mapas das variáveis K e LS por meio da multiplicação dos mapas por si próprios e dividindo-os novamente por si próprio a fim de não alterar os seus valores e ajustá-los a uma extensão que o programa pudesse reconhecer.

3.6.1 Obtenção do fator R

Para o cálculo de erosividade (fator R) foram utilizados os dados de chuva coletados na estação meteorológica da PESAGRO situada no distrito de Avelar, município de Paty do Alferes, RJ. O EI_{30} foi obtido a partir de equações de regressão ajustadas em função do somatório de precipitação em períodos quinzenais. O EI_{30} é o índice de erosividade que representa a relação entre a energia cinética total da chuva e sua intensidade máxima em 30 minutos (Wischmeier & Smith 1958). Para a obtenção do EI_{30} utilizaram-se as equações sugeridas por Durigon (2011) para os meses de janeiro, fevereiro, março, setembro, outubro, novembro e dezembro, e as sugeridas por Montebeller (2005), para os meses de junho, julho e agosto (Tabela 5).

Tabela 5 Equações utilizadas para obtenção do índice de erosividade médio mensal (EI_{30}) em cada quinzena a partir do somatório da precipitação de cada quinzena (p), em mm.

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

3.6.2 Obtenção do fator P

Em função da ausência de práticas conservacionistas na região, adotou-se valor 1,0 para o fator P, o mesmo estabelecido por Durigon (2011). De todos os fatores da RUSLE, o fator P é o mais sujeito a erros, exigindo cuidados especiais nas suas estimativas, pois requer uma minuciosa avaliação da área estudada, envolvendo pesquisa com produtores em nível de campo e embasado em dados experimentais.

3.6.3 Obtenção do fator C

O fator C varia de 0 até 1 sendo valores baixos (próximos a 0) representativos de áreas com cobertura vegetal adensada, enquanto valores próximos de 1 representam áreas com menor quantidade de cobertura vegetal, incluindo os valores negativos do NDVI que representam corpos hídricos. As imagens utilizadas para representar o fator C foram selecionadas a partir da disponibilidade de valores de erosividade acima de zero que coincidissem com as datas das imagens selecionadas (Tabela 7).

Devido à relação entre a erosividade ser maior em períodos que coincidem com imagens cobertas por nuvens a quantidade de imagens disponíveis para a produção dos mapas de perda de solo estimada foi significativamente reduzida, havendo apenas sete para caracterizar a série temporal de 2009 até 2015 (Tabela 6).

Tabela 6 Imagens selecionadas a partir dos seus respectivos EI30 para quinzenas usadas para fornecerem o fator C entre o período de 2009 até 2015.

Datas	EI ₃₀
28/02/2009	12,6485
15/02/2010	20,378
06/05/2010	13,1956
19/11/2010	639,9544
09/05/2011	0,6556
17/06/2012	16,5176
01/03/2015	638,1386

O fator C foi obtido de duas formas: a primeira utilizando a mesma metodologia descrita por Durigon et al. (2014), sendo denominado por fator Cr (re-escalado), e a segunda pela integração do Fator Cr2 e fator C-pc, apresentada no Cap. 2 dessa Dissertação.

O fator Cr (eq. 6) é estimado a partir do NDVI utilizando uma adequação ao método para suprir as condições tropicais, devido à grande quantidade de chuvas na região serem representativas. Devido a essas condições, o fator Cr tende a ter respostas mais altas se comparado ao método sugerido por Van der Knijff et al. (2000).

$$Cr = ((-NDVI + 1)/2) \quad (6)$$

Essa modificação no NDVI visa transformar os valores do índice que variam de -1 até +1 para se adequar à escala do fator C que varia de 0 até 1.

O fator C-pc é obtido por meio do Fator Cr2 (Eq.4), do NDVI e do NDVI-PC. Pela Eq. 3, percebe-se que este índice sofre variações em função do efeito de sazonalidade nos anos, em que o somatório da precipitação de quinze dias anteriores à passagem do satélite for menor que a média das quinzenas da série temporal no período avaliado (2009 a 2015). A fórmula para obtenção do Fator Cr2 é baseada nos modelos do fator Cr e o sugerido por Van der Knijff et al. (2000).

O valor de z utilizado para se gerar o Fator Cr2 é representado como o valor máximo de pixel encontrado na imagem. Para gerar o fator C-pc utilizou-se com variável niveladora o mesmo valor utilizado para gerar o NDVI-PC (4,19 mm). Os cálculos do valor a ser multiplicado pelo Fator Cr2 foram realizados separadamente para depois serem inseridos na imagem. Para gerar o fator H foram utilizados os dados obtidos pelo NDVI e pelo NDVI-PC nas imagens de 06/05/2010 e 09/05/2011, somando os valores de porcentagem de pixel da faixa de 0,3 até 0,5 de NDVI e NDVI-PC. A partir dos valores de porcentagem obteve-se o valor de H subtraindo o valor da porcentagem do NDVI pelo NDVI-PC divididos por 100.

3.7 Perda de Solo Estimada e Potencial Natural de Erosão

A comparação dos resultados de perda de solo estimada foi realizada em três etapas:

- comparação metodológica para avaliar o comportamento entre os resultados estimados de perda de solo a partir das duas maneiras que se obteve o fator C. Para tal foram avaliados os resultados no período de 2009 a 2015 comparando os valores para cada classe de perda de solo a fim de determinar qual apresentou maiores e menores perdas em cada data.
- verificação do comportamento de perda de solo estimada ao longo do tempo. Foram usadas as perdas de solo pontuais de cada data entre 2009 e 2015 para comparar

com as médias gerais das quinzenais em meses coincidentes, resultantes da série histórica de 1986 até 2009. Para essa segunda etapa foram utilizados apenas os mapas de perda de solo estimados pela metodologia para obtenção do fator Cr (usando o NDVI), para possibilitar a comparação com os dados de por Durigon (2011). Devido à pequena quantidade de imagens do fator C viáveis para gerar uma perda de solo confiável optou-se por não trabalhar a comparação a partir da perda de solo anual e sim por meio da comparação pontual de cada data entre os períodos de 2009 até 2015 com as médias das respectivas quinzenas obtidas por Durigon (2011) em toda série histórica.

- c) para cada ano, a comparação do potencial natural de erosão (PNE) (Eq.7) com os valores obtidos por Durigon (2011) em suas respectivas classes (Tabela 7).

Tabela 7 Distribuição e Classificação dos valores de potencial natural de erosão.

Classes de PNE	Classificação
menor que 250	Muito Baixo
de 250 até 500	Baixo
de 500 até 750	Moderado
de 750 até 1000	Alto
maior que 1000	Muito Alto

$$PNE=R.K.L.S$$

(7)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultado do NDVI-PC

Apenas as imagens de 06/05/2010 e a de 09/05/2011 geraram NDVI-PC, pois somente para elas Ppt_{15} foi menor que a variável niveladora (x). O deslocamento de valores entre classes para data de 06/05/2010 foi superior ao de 09/05/2011 em função dos valores de Ppt_{15} serem de 1,7 e 3,4 mm, respectivamente. Quanto menor a precipitação no período anterior à passagem do satélite indica uma condição mais favorável ao déficit hídrico e maior é o deslocamento de valores das classes relativas à vegetação afetada de NDVI reduzido.

Para melhor observar o comportamento do deslocamento de valores foi feita a comparação entre os valores subtraídos do NDVI com o NDVI-PC, em porcentagem de área ocupada pelas classes de 0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,3; 0,3-0,4; 0,4-0,5 (Tabela 8). A subtração nessas classes possibilita identificar em qual delas houve maior diferença em relação ao NDVI, o que seria indicativo de serem as classes sob maior influência do efeito de sazonalidade, cuja proporção simula a vegetação afetada de NDVI reduzido.

Tabela 8 Resultado da subtração das classes com maior influência do efeito de sazonalidade entre 0 até 0,5 do NDVI pelo NDVI-PC.

Classes	Percentual de área da diferença entre NDVI e NDVI-PC	
	06/05/2010	09/05/2011
De 0 até 0,1	0,0086	0,0111
De 0,1 até 0,2	0,1007	0,0383
De 0,2 até 0,3	0,3705	0,1013
De 0,3 até 0,4	1,0881	0,1314
De 0,4 até 0,5	3,0065	0,4185

É possível constatar que as maiores diferenças são apresentadas nas classes 0,3 a 0,4 e de 0,4 a 0,5 para ambas as imagens. Sendo assim é plausível supor que a faixa de 0,3 a 0,5 é a que melhor representa a vegetação afetada de NDVI reduzido, pois é classificada como vegetação vigorosa aquela que apresenta valores acima de 0,5.

A classificação e separação de imagens sem respaldo de dados de campo é bem subjetiva para alvos de valores próximos como é o caso do solo exposto e a vegetação pelas chuvas. Watanabe et al. (2009) confirmam que para classificação da área de cobertura do solo a maior dificuldade é a separação entre alvos de herbáceas de áreas secas e de áreas úmidas utilizando, dentre outras ferramentas, o NDVI. As *Poaceae*s estão associadas às áreas mais influenciadas pela sazonalidade (Rodela et al., 2007), de modo que alterações de parte aérea decorrentes de períodos de chuva e estiagem promovem respostas variadas. Estudando o efeito da sazonalidade, Liesenberg et al. (2007) relatam que a resposta do NDVI para floresta estacional decídua e semi-decídua e floresta pluvial sofre decréscimo nos valores do período chuvoso para o seco. Para floresta estacional decídua, os valores caíram, em média, de 0,86 para 0,41.

4.2 Obtenção da Variável H

O resultado que determinou a faixa ideal para calcular a variável H está apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 Valores médios e desvio padrão de nove valores de pixels selecionados a partir das coordenadas citadas no NDVI produzido a partir da imagem OLI/Landsat 8 de 22/05/2016.

	Predomínio de Solo Exposto			Predomínio de Vegetação Afetada		
Latitude	-22° 27'7,38"S	-22° 27'39,85"S	-22° 28'8,64"S	-22° 27'17,56"S	-22° 26'18,72"S	-22° 26'59,67"S
Logitude	-43°28'16,28"O	-43°28'31,97"O	-43°30'1,85"O	-43°29'37,97"O	-43°29'5,03"O	-43°25'38,91"O
Médias	0,1730	0,1388	0,1345	0,3545	0,3995	0,4382
Desvio padrão	0,0194	0,0171	0,0136	0,0258	0,0658	0,0251

Observando as tendências em cada grupo é possível determinar que valores de NDVI para solo exposto, com presença de vegetação rala ou esparsa, variam em torno de 0,15, enquanto vegetação mais adensada sob efeito da sazonalidade apresentou valores próximos de 0,4. Dessa forma, foi adotada a faixa de 0,3 até 0,5 para identificar o efeito de sazonalidade das chuvas sob a vegetação tendo como respaldo o aspecto visual da cobertura do solo a partir de imagem do Google Earth Pro. Áreas com valores abaixo de 0,3 foram consideradas como solo exposto, onde mesmo em presença de vegetação poderia haver perdas de solos expressivas.

Silveira et al. (2015) apontam a correlação positiva entre valores de NDVI e potencial hídrico da folha do cafeeiro de sequeiro. Pressupõe-se que vegetação observada na faixa de 0,3 a 0,5 mesmo apresentando baixo valor de NDVI, ainda possui um potencial de proteção contra a erosão equivalente ao da classe superior a 0,5, a qual deveria pertencer quando não afetada pelo efeito de sazonalidade.

Silva et al. (2013) comentam que as maiores variações do NDVI em sua área de estudo no Cariri Paraibano ocorrem nas faixas dos valores que representam a vegetação rala e a adensada (equivalentes as faixas de 0 até 0,5 e 0,5 até 1,0), alteradas em função dos regimes pluviométricos, e que a partir destes dados é possível estabelecer uma análise comparativa entre a dinâmica natural da vegetação e alterações antrópicas, além de analisar o comportamento de alvos específicos.

O comportamento dos resultados de NDVI em relação ao tempo é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 Valores de NDVI para o pixel cujas áreas de vegetação afetadas pela sazonalidade das chuvas foram selecionadas com auxílio visual do Google Earth Pro para imagens utilizadas para produção dos mapas de perda de solo estimada.

DATAS	Latitude e Longitude		
	-22° 27'17,56"S -43°29'37,97"O	-22° 26'18,72"S -43°29'5,03"O	-22° 26'59,67"S -43°25'38,91"O
28/02/2009	0,752104	0,931773	0,0943
15/02/2010	0,736772	0,745517	0,972905
06/05/2010	0,848608	0,833333	0,98948
19/11/2010	0,182517	0,275739	0,348348
09/05/2011	0,828823	0,989687	0,984943
17/06/2012	0,312999	0,229169	0,336157
01/03/2015	0,740604	0,88272	0,957114
22/05/2016	0,342699	0,473434	0,433934
Desvio Padrão	0,266797578	0,301606847	0,372278913
Média	0,59314075	0,6701715	0,639647625

Os resultados apontam uma variação dos valores de NDVI em relação à classe de 0 a 0,5 e de 0,5 a 1,0 expresso pela média e desvio padrão para as três áreas de vegetação afetada de predomínio de espécies arbóreas e/ou herbáceas da família Poaceae. A correlação dos dados de chuva da quinzena anterior e com os valores de EI_{30} foram negativas. Com valores menores que -0,5744 e -0,0327 respectivamente.

Os resultados observados implicam em dizer que em função do tempo a região apresenta variações no NDVI associados aos regimes pluviométricos caracterizando o efeito da sazonalidade nas áreas avaliadas. Tanto o excesso de água quanto sua falta caracterizando as variações extremas indica a presença do efeito da sazonalidade das chuvas. Em áreas sob déficit hídrico a vegetação tem a tendência em absorver a radiação mais na faixa do infravermelho próximo que na do vermelho, reduzindo valores de NDVI. É sabido também que quanto maior os valores de NDVI menor é o consumo de água por pela vegetação (Campos et al., 2009; Crusiol et al., 2013).

Os efeitos da sazonalidade afetam valores de NDVI gerando respostas abaixo de 0,5. Dessa maneira é possível estabelecer que a vegetação com NDVI entre 0,3 e 0,5 caracteriza a faixa afetada pelo efeito de sazonalidade.

O NDVI é uma boa ferramenta para caracterizar mudanças na vegetação a partir de série temporais possibilitando a análise de mudanças sazonais em vegetação (Gandhi, et al. 2015). Contudo sua modificação em NDVI-PC, ao inserir dados de campo, é capaz de fornecer a informação a respeito da sazonalidade das chuvas, complementando as informações para gerar um fator C mais real.

Neves da Silva & Becerra (2014) comentam que a precipitação em seus estudos do comportamento sazonal da vegetação em bioma de Caatinga, é um dos principais fatores que comanda a heterogeneidade espacial e temporal da vegetação e que pouca chuva implica na redução da produção fitomassa foliar e cobertura vegetal.

Liesenberg et al. (2007) também confirma a dependência da resposta dos índices de vegetação à precipitação, indicando em seu trabalho uma melhor performance do NDVI em relação ao EVI (*Enhanced Vegetation Index*) para discriminar tipologias vegetais. A sugestão de gerar o fator C a partir de dados de campo possibilita estimar uma perda de solo mais realista (Amaral, et al. 2008). Tal caracterização reforça o aspecto de que o uso do NDVI-PC e do fator C-pc.

4.3 Simulação do Fator C a Partir do NDVI-PC

Comparando a simulação das três maneiras de obtenção do fator C (Cr, Fator Cr2 e C-pc) é observado que o fator C-pc é o que gera menores valores estimados de perda de solo por considerar o efeito de sazonalidade, seguido do Fator Cr2 que tem um ajuste mais sensível em relação ao fator Cr, por considerar cada imagem independente (discriminado pela variável z). Esse resultado pode ser observado no comportamento das figuras a seguir onde são contrastados valores de Fator C-pc com os de Fator Cr2 com z igual a 1 o que o iguala ao fator Cr. É sugerido então, que em séries temporais seja utilizado dados do Fator C-pc (quando $Ppt_{15} < x$) e o Fator Cr2 (quando $Ppt_{15} \geq x$).

O resultado da simulação do fator C-pc em função de diferentes valores de área ocupada por vegetação afetada está exposto na Figura 5.

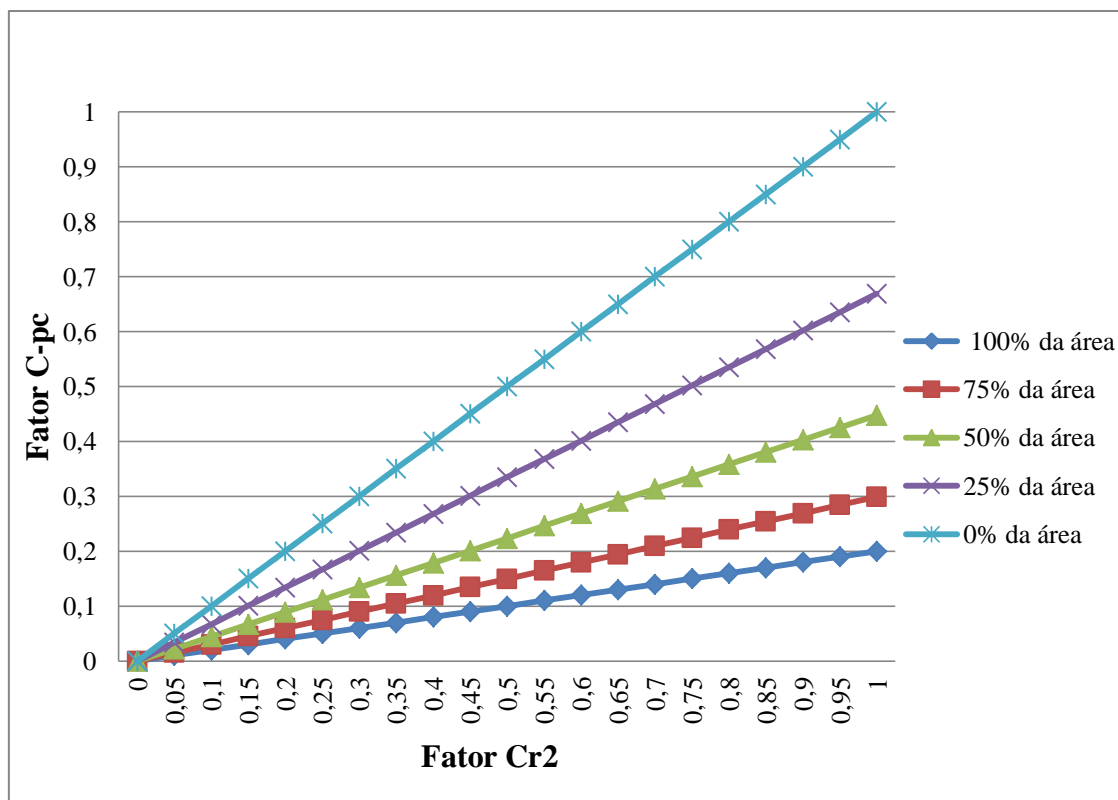


Figura 5 Resultado do fator C-pc em relação a valores de Fator Cr2 (com $z=1$), simulado com $Ppt_{15}= 1,0$ mm e variável niveladora igual a 5 mm para diferentes proporções de cobertura do solo afetada pela sazonalidade (variável H).

Quanto maior a área ocupada por vegetação afetada de NDVI reduzido espera-se menores valores de fator C. Quando observações a campo indicam que a área de estudo não possui vegetação afetada de NDVI reduzido ($H=0$) o resultando do fator C é o próprio Fator Cr2. À medida que a porcentagem de área ocupada por vegetação afetada se eleva os valores do fator C vão reduzindo baseado na razão entre a Ppt_{15} com a variável niveladora. Essa proporção que define a redução do Fator Cr2 de acordo com o efeito de sazonalidade.

É importante salientar que os valores alvos de corpos hídricos são considerados na equação. Um passo futuro para melhorar a realidade expressa no fator C seria o processamento das imagens a fim de retirar os valores representativos de corpos hídricos, pois o impacto da chuva sobre uma superfície de água não promove erosão.

Para solucionar essa questão uma possibilidade é a retirada dos valores dos corpos hídricos a partir de uma classificação supervisionada das imagens, comparando com dados de SIGs e tabelas de fator C de uma dada região (Ganasri & Ramesh, 2015).

Simulando diferentes valores de precipitação abaixo da variável niveladora é possível observar a tendência do Fator C-pc a reduzir em relação ao Fator Cr2 ao ponto que a Ppt_{15} se distancia da variável niveladora (Figura 6).

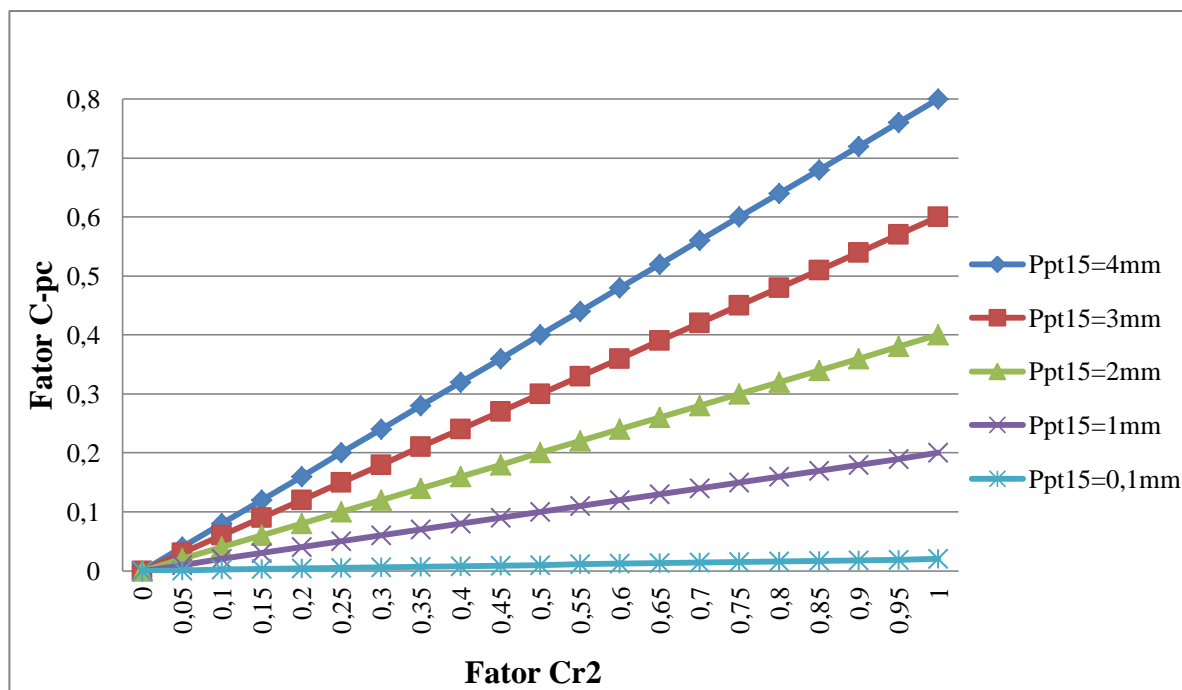


Figura 6 Fator C-pc em relação a valores de Fator Cr2 (com $z=1$), simulado com $H=1$ e variável niveladora igual a 5 mm para diferentes valores de Ppt15 abaixo do valor da variável niveladora.

A tendência do fator C-pc é sempre reduzir o valor do Fator Cr2 em função da área afetada pela sazonalidade (H) e quantidade chuva (Ppt_{15}). Quanto maior é a área sujeita ao efeito sazonal mais evidenciado é o efeito da Ppt_{15} sobre o valor final do fator C. Quanto menor for a Ppt_{15} em relação à variável niveladora menor serão os valores do fator C implicando em uma menor perda de solo estimada.

A obtenção do fator C a partir da metodologia sugerida deve ser realizada com bastantes precauções confirmando antes o efeito de sazonalidade na área de estudo em nível de campo. O ideal seria testar a modificação sugerida no NDVI-PC com auxílio de um espectro radiômetro auferindo medidas específicas na vegetação mais sujeita às variações sazonais em diferentes condições controladas, assim como fazer medições a campo com auxílio de diques, simuladores de chuva e/ou parcelas experimentais. Dessa forma seria possível estimar melhor as condições do índice modificado. É sugerido que estudos mais aprofundados confirmem a resposta do índice.

4.4 Aplicação do Fator C Modificado ao Estudo de Caso

Para caracterização da bacia hidrográfica foi utilizados o Fator C-pc para as datas de 06/05/2010 e 09/05/2011 e o Fator Cr2 para as demais. O resultado da análise descritiva da porcentagem de área ocupados pelas classes sugeridas na Tabela 5 indicou uma tendência dos dados a não normalidade salientado pela curtose e a assimetria e confirmado pelo teste de Shapiro-Wilk. O resultado do teste de Kruskal-Wallis que é equivalente à análise de variância para dados não normais (Camargo, et al. 2007; Vitel et al. 2009; Fantin-Cruz et al. 2010) foi utilizado para averiguar se houve diferença estatística nas porcentagens de cobertura do solo em função do tempo é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 Resultado da análise de Kruskal-Wallis ao nível de 5% de significância, para as imagens de 2009 até 2015.

Informação	Valor
Kruskal-Wallis qui-quadrado	0,096059113
Graus de Liberdade	6
P-valor	0,999982187

A ausência de diferença entre as porcentagens de cobertura do solo no período de 2009 a 2015 representa a tendência de estabilidade da cobertura vegetal. A baixa variação da cobertura vegetal nas imagens corrobora com os resultados de Pinto da Silva et al. (2003) que atribuem à estrutura geológica da região maior efeito da erosão. Sugerindo que o efeito de sazonalidade das chuvas sob a vegetação na região é pequeno para as imagens nas datas obtidas.

Na região é observada uma tendência de redução das áreas de solo exposto e um aumento da área de vegetação vigorosa, que é mais evidenciado na série temporal que integra dados de Fator C-pc e Fator Cr2, pois transfere parte dos valores da porcentagem de área ocupada por vegetação afetada pela sazonalidade para vegetação vigorosa.

4.5 Comparação Entre as Metodologias Empregadas na Estimativa de Perda de Solo

A análise comparativa dos resultados obtidos a partir das duas metodologias (a sugerida no presente trabalho e a de Durigon, 2014) para o cálculo do fator C indicou não haver diferença para área estudada entre o período 2009-2015. A maior parte das estimativas de perdas de solo na bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco foi inferior a 20t ha⁻¹.

A estimativa de perda de solo obtida para região a partir das imagens trabalhadas para gerar o fator C é muito baixa independente das metodologias aplicadas. Tal aspecto é justificado pelo fato que no período estudado a região sofreu com um longo período de estiagem. Nos períodos com maior ocorrência de chuvas e com grande potencial erosivo as imagens da região apresentaram grande quantidade de nuvens, impossibilitando seu aproveitamento para avaliar a cobertura do solo.

A comparação do fator Cr para o fator C-pc, observadas nas respostas das datas de 06/05/2010 e 09/05/2011 apresenta uma pequena redução nos valores do fator C-pc em relação ao Cr (Tabela 12).

Tabela 12 Área (ha) da bacia ocupada em cada classe de perda de solo estimada pelas duas metodologias empregadas.

Classes (t ha ⁻¹)	01/03/2015		06/05/2010		09/05/2011		15/02/2010	
	Fator Cr	Fator C-pc	Fator Cr	Fator C-pc	Fator Cr	Fator C-pc	Fator Cr	Fator C-pc
0-20	8144,3330	8144,5916	8585,19	8585,19	8585,19	8585,19	8585,19	8585,19
20-50	421,6770	421,4238	0	0	0	0	0	0
50-100	18,9510	18,9451	0	0	0	0	0	0
100-200	0,2289	0,2295	0	0	0	0	0	0
200-300	0	0	0	0	0	0	0	0
300-400	0	0	0	0	0	0	0	0
400-500	0	0	0	0	0	0	0	0
500-600	0	0	0	0	0	0	0	0
600-700	0	0	0	0	0	0	0	0
>700	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 12 Continuação

Classes (t ha ⁻¹)	17/06/2012		19/11/2010		28/02/2009	
	Fator Cr	Fator C-pc	Fator Cr	Fator C-pc	Fator Cr	Fator C-pc
0-20	8585,19	8585,19	3036,9264	4890,7	8585,19	8585,19
20-50	0	0	4655,6655	3250,37	0	0
50-100	0	0	891,4713	443,222	0	0
100-200	0	0	1,1267	0,89723	0	0
200-300	0	0	0	0	0	0
300-400	0	0	0	0	0	0
400-500	0	0	0	0	0	0
500-600	0	0	0	0	0	0
600-700	0	0	0	0	0	0
>700	0	0	0	0	0	0

Essa relação ainda é pouco relevante devido às proporções obtidas na determinação da área afetada mais intensamente pela sazonalidade (variável H), no Fator C-pc, terem sido inferior a 5%. Sendo assim, não foi possível observar diferença para as classes trabalhadas, pois nas referidas datas os valores estimados de perda de solo foram abaixo de 20t ha⁻¹. Para observar a diferença desmembrou-se a classes de 0 até 20 t ha⁻¹ evidenciando a redução na estimação da perda de solo promovida pelo fator C-pc (Tabela 13).

Tabela 13 Área (ha) ocupada por cada classe de perda de solo estimada pelo fator Cr e pelo fator C-pc e as respectivas diferenças do fator Cr pelo fator C-pc.

Classes (t ha ⁻¹)	06/05/2010			09/05/2011		
	Fator Cr	Fator C-pc	Diferença	Fator Cr	Fator C-pc	Diferença
0 a 0,5	8370,024	8383,622	-13,5979	8565,778	8585,19	-19,4122
0,5 a 1	203,3042	190,7289	12,5753	19,14067	0	19,14067
1 a 1,5	10,39055	9,482721	0,907827	0,271499	0	0,271499
1,5 a 2	1,28317	1,262276	0,020894	0	0	0
2 a 2,5	0,187781	0,093888	0,093893	0	0	0
Perdas de solo total	275,8747	269,9454	5,929321	14,60811	14,54562	0,062482

A diferença observada em cada classe denota a tendência do fator C-pc em reduzir os valores estimados de perda de solo para ambas as datas indicando que para 06/05/2010 houve uma migração de aproximadamente 13 ha para classe mais baixa de perda de solo assim como 19 ha para data de 09/05/2011.

O resultado da diferença da perda de solo estimada a partir do somatório total dos valores das classes é mais evidente na imagem de 06/05/2010 em função de ter apresentado precipitação quinzenal baixa (1,7 mm) em relação à média da série temporal (4,18 mm), assim como a área de influência utilizada na variável H ter sido de 4,0946%. Enquanto para a data de 09/05/2011 utilizou-se a precipitação da quinzena anterior de 3,4 mm e a variável H foi de 0,5499% o que explica a baixa diferença em relação ao fator Cr.

Mesmo sendo relativamente pequena a diferença, uma tonelada de solo que se perca em um hectare, dependendo de sua profundidade, pode fazer com que boa parte de toda a camada superficial fértil do solo seja perdida. Sendo assim, os dados estimados de perda de solo ao utilizar o Fator C-pc são pouco mais relevantes nas condições das imagens trabalhadas. O fato das imagens trabalhadas terem sido obtidas em períodos de baixa erosividade pode ser um dos fatores que resultou na pouca diferença entre as metodologias.

Avaliando diferentes tipos de cobertura vegetal no semi-árido paraibano, Santos et al. (2000) ressaltam a importância da cobertura nativa e morta como capaz de reduzir consideravelmente a produção de sedimentos. Seja a cobertura morta ou ocupada por vegetação afetada pela sazonalidade ela deve ser considerada na RUSLE como fonte de proteção à erosão e isso justifica o uso do fator C-pc mesmo o resultado da comparação não tendo demonstrado grandes diferenças.

4.6 Variação da Erosividade

O resultado de variação do EI₃₀ no período de 2009 a 2015 para períodos quinzenais está discriminado na Tabela 14.

Tabela 14 Resultado do EI₃₀ (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) para cada quinzena dos anos 2009 até 2015 e seus respectivos somatórios totais para a bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco.

Mês	Ano							
	Quinzena	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Janeiro	1 ^a	156,331	297,58	302,232	422,184	303,456	29,0348	97,334
	2 ^a	1491,76	530,42	5,73	517,64	702,24	454,45	374,22
Fevereiro	1 ^a	2020,03	20,378	0	1148,23	948,385	305,15	1082,03
	2 ^a	12,6485	142,964	119,818	66,525	80,7235	39,684	42,796
Março	1 ^a	341,257	1211,53	1108,69	322,824	1485,12	710,904	638,139
	2 ^a	230,776	382,934	53,0405	307,072	403,742	59,1095	243,347
Abril	1 ^a	0	1182,87	599,1	527,73	1030,98	1129,8	652,17
	2 ^a	355,71	0	0	674,13	0	1113,33	187,35
Maio	1 ^a	0	13,1956	0,6556	96,1268	0	3,3308	10,6876
	2 ^a	17,3756	0	28,4108	5,3372	57,838	74,7252	0
Junho	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	16,5176	0	0	0
Julho	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0
Agosto	1 ^a	0	0	0	0	0	0	0
	2 ^a	0	0	0	0	0	0	0
Setembro	1 ^a	31,195	0,0305	0	0	119,925	0	155,655
	2 ^a	89,144	45,7202	0	108,283	82,5584	12,7922	5,5892
Outubro	1 ^a	248,426	64,781	197,997	91,016	48,7485	7,9385	8,5215
	2 ^a	668,416	393,342	448,627	5,6774	418,962	85,233	84,5588
Novembro	1 ^a	5599,04	3907,04	959,824	582,598	739,224	849,524	1098,8
	2 ^a	699,981	639,954	897,011	582,046	880,062	473,997	1357,45
Dezembro	1 ^a	571,571	952,342	502,612	240,27	460,138	126,338	805,93
	2 ^a	2852,31	1801,26	3325,64	1596,77	346,95	634,38	0
Somatório		15386	11586,3	8549,38	7310,97	8109,05	6109,72	6844,58

Em 2009 foram verificados os maiores valores de erosividade. Por outro lado, os anos de 2014 e 2015 apresentaram os menores valores de EI_{30} em virtude do período de estiagem. Dentre os períodos com maior erosividade, destacam-se as primeiras quinzenas de novembro e segunda quinzena de dezembro, sendo o maior valor estimado ocorreu em novembro de 2009, com $5599,04 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Em 2013, 2014 e 2015, a segunda quinzena de dezembro apresentou resultados atípicos não mostrando uma elevada erosividade. Os menores valores foram obtidos entre maio e setembro.

O comportamento da erosividade ao longo de 1985 a 2015 é apresentado na Figura 7.

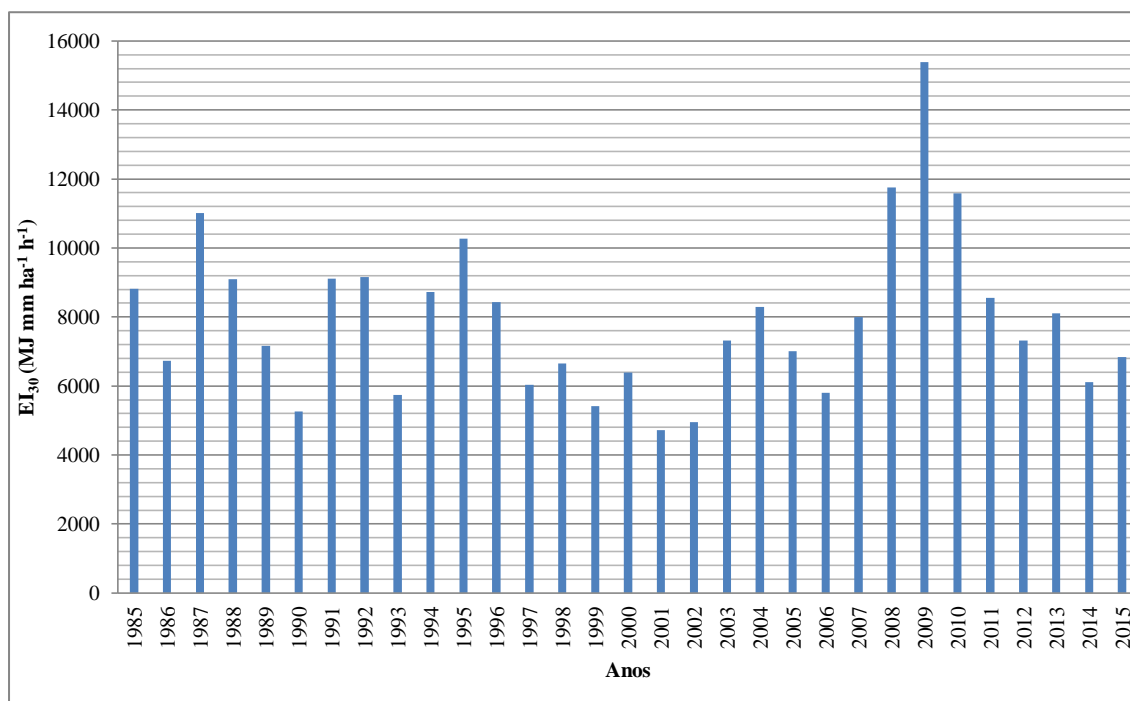


Figura 7 Somatório dos EI_{30} anual de 1985 até 2001 utilizados por Durigon (2011) e de 2001 até 2015 obtidos a partir de pluviômetros no presente estudo.

Se observada à flutuação dos picos de EI_{30} da Figura 7 é possível notar uma tendência de aumento dos valores. E que os valores flutuantes que culminam em um evento extremo em 2009, pode estar associados a um evento natural ou a problemas acarretados por alterações climáticas em detrimento a ação antrópica.

Para complementar os dados de Durigon foram calculados os valores de EI_{30} com o uso de dados de pluviômetro, sendo que para novembro e dezembro de 2001 e de janeiro a abril de 2002 não houve dados, sendo que os valores para esses anos estão subestimados. Em toda série o pico mais elevado se manteve em 2009 enquanto o ano com menor erosividade foi o de 1990 com $5.265,52 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, considerando que para 2001 e 2002 faltaram dados para confirmar serem os menores valores. Com períodos de chuva e seca, bem estabelecidos dentro das características esperadas para a região, a média geral da erosividade da série histórica fica estabelecida em $7.926,373 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ com desvio padrão de $2.328,38 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

De acordo com a classificação para valores de erosividade anual (Santos et al., 2015) é possível afirmar que o regime pluviométrico proporciona uma erosividade muito alta, considerando o período avaliado. De 1966 a 1983, para a bacia de Ribeirão das Lajes englobando o município de Pirai (RJ), Machado et al. (2008) encontraram valores médios de erosividade de $6.772 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mesmo em condições semelhantes de períodos de chuva

e seca. Tais valores por serem de região próxima à área de estudo servem de base comparativa. Devido ao grande pico de erosividade registrados em 2009 e 2010, os valores da média histórica aumentaram recentemente na bacia de Palmares-Ribeirão do Saco.

4.7 Estimativa de Perda de Solo Atual Comparada à Série Histórica

A média das quinzenas possibilita identificar a tendência da diferença entre classes de perda de solo estimadas para os períodos de 2009 a 2015 (Tabela 15).

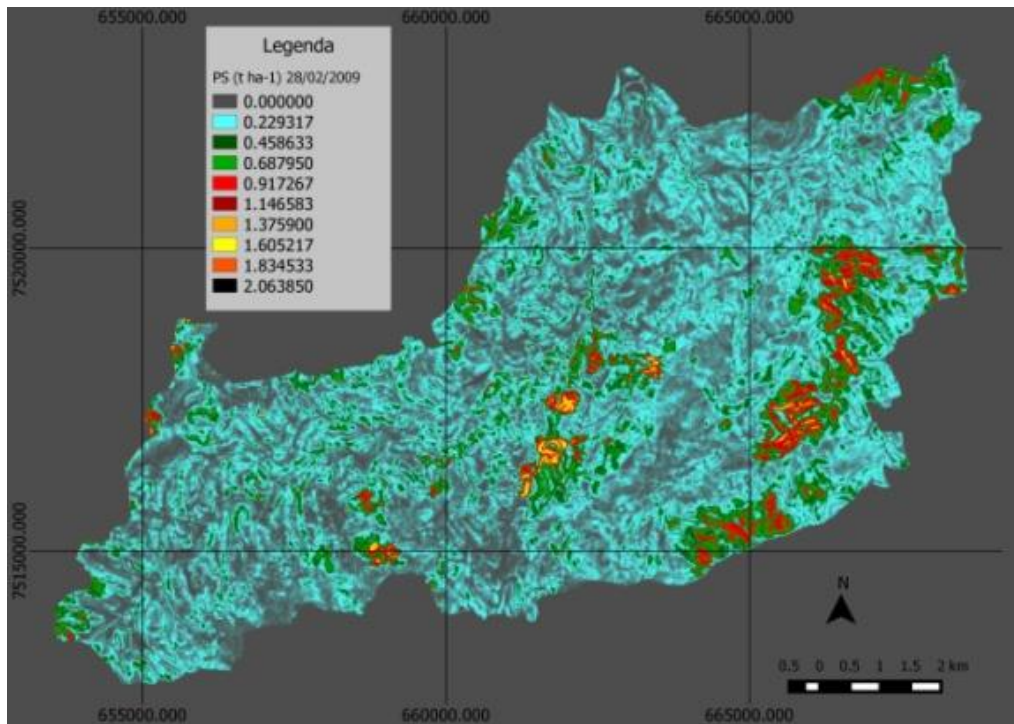
Tabela 15 Área (ha) ocupada por cada classe de perda de solo estimada entre 2009 até 2015.

Classes (t ha ⁻¹)	01/03/2015	06/05/2010	09/05/2011	15/02/2010	17/06/2012	19/11/2010	28/02/2009
0-20	8144,3331	8585,19	8585,19	8585,19	8585,19	3036,9264	8585,19
20-50	421,67704	0	0	0	0	4655,6655	0
50-100	18,950958	0	0	0	0	891,47135	0
100-200	0,2289517	0	0	0	0	1,1267544	0
200-300	0	0	0	0	0	0	0
300-400	0	0	0	0	0	0	0
400-500	0	0	0	0	0	0	0
500-600	0	0	0	0	0	0	0
600-700	0	0	0	0	0	0	0
>700	0	0	0	0	0	0	0

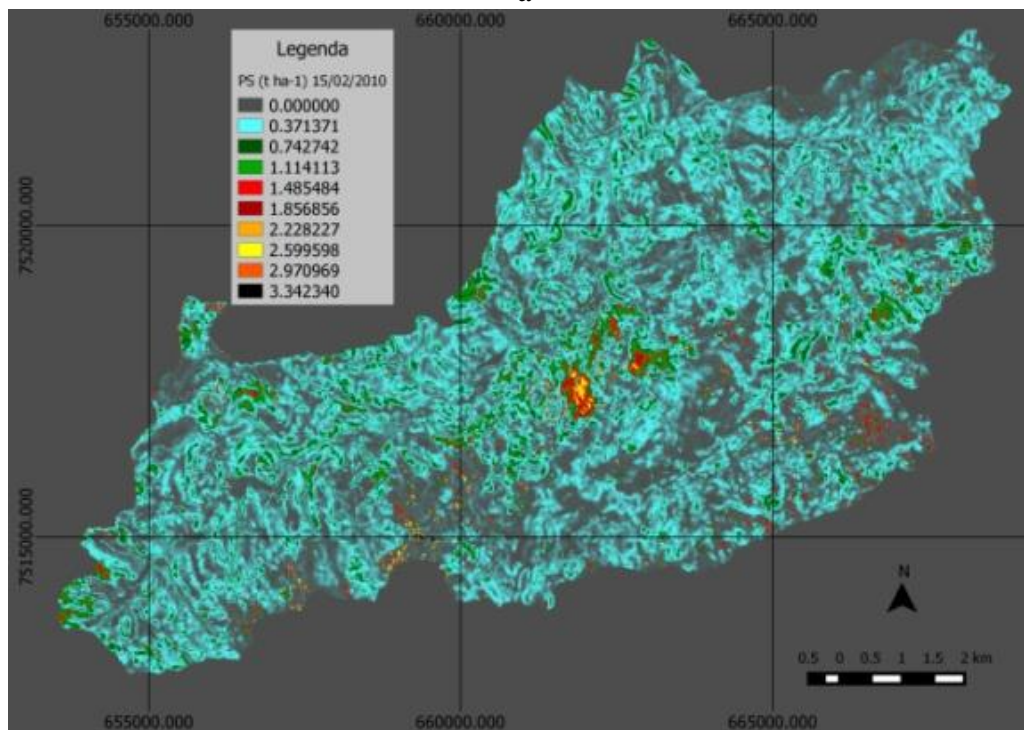
A maioria dos resultados mostra que a maior parte da proporção da bacia encontra-se nas classes de perdas de solo mais baixa. Exceto para a imagem de 19/11/2010, na qual a maior proporção ficou situada na classe entre 20-50 t ha⁻¹. Com relação à comparação entre as médias históricas (1985 a 2009) para quinzenas equivalentes as datas da Tabela 6 foram observadas que as perdas estimadas apontam uma redução nos valores, provavelmente associados à estiagem severa ocorrida nos últimos anos. Todavia essa redução, baseada em momentos específicos, ainda não é um forte indício para caracterizar o cenário global da bacia.

A Figura 6 apresenta as perdas de solo estimadas na bacia, indicando as áreas com maior potencial erosivo. As áreas mais sujeitas a uma severa ação da erosão na bacia estão situadas na parte central, próximas aos centros urbanos e na face sudoeste. A maioria das imagens apresentarem baixos valores estimados de perda de solo, ao avaliar as proporções com escalas da legenda ajustadas para os valores de cada imagem fica evidente a localização das áreas com maior susceptibilidade. Essas áreas com elevados valores mesmo em períodos diferentes encontram-se em mesmas posições preferenciais na bacia.

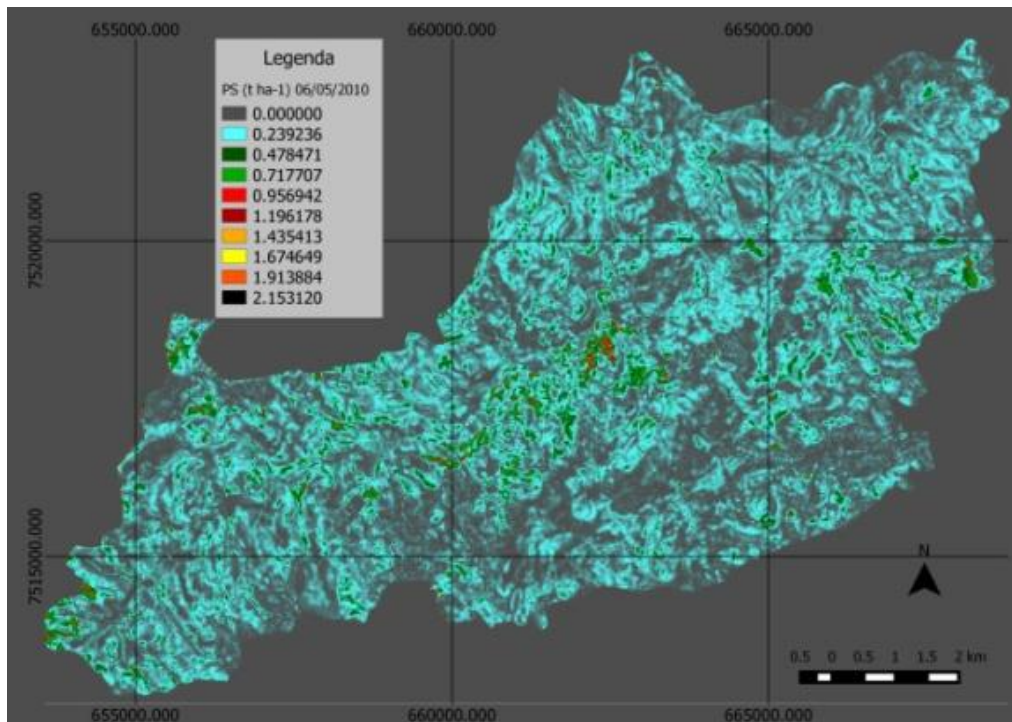
Salgado et al. (2008) ressaltam que em função a exploração agrícola na região do município de Paty do Alferes nas porções média e alta das encostas de morros promoveu a formação de ravinas e/ou voçorocas desconectadas do sistema de drenagem natural da região e que os estudos da região em função do tempo revelaram uma tendência de estabilização considerando que as incisões inativas apresentaram proporção de 60,9%.



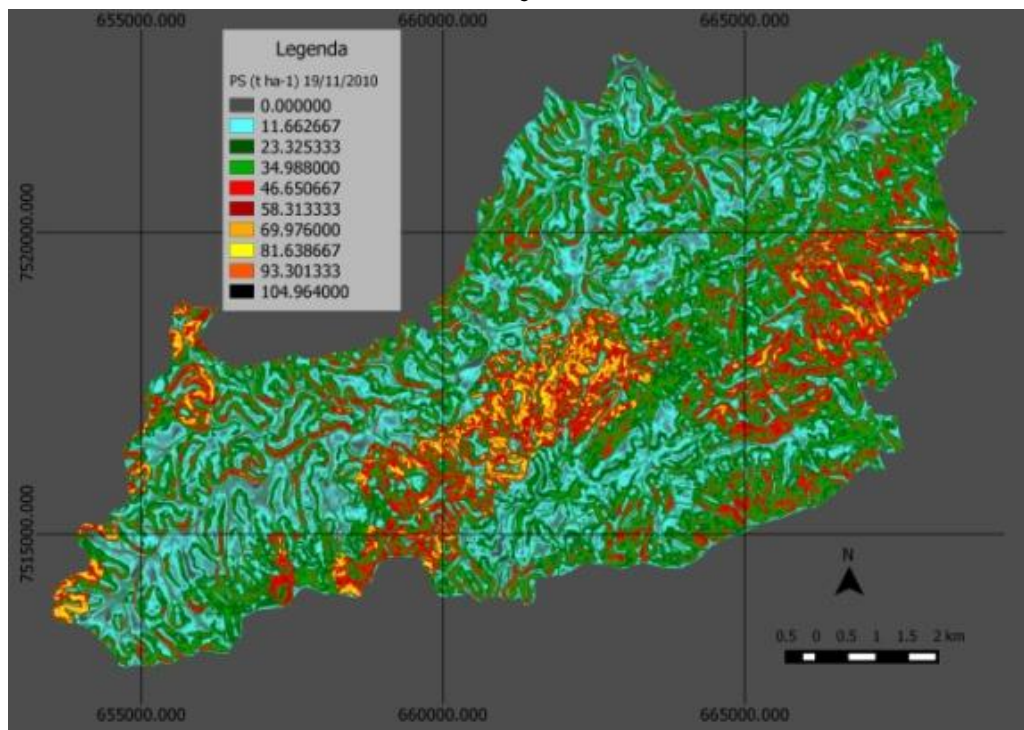
a



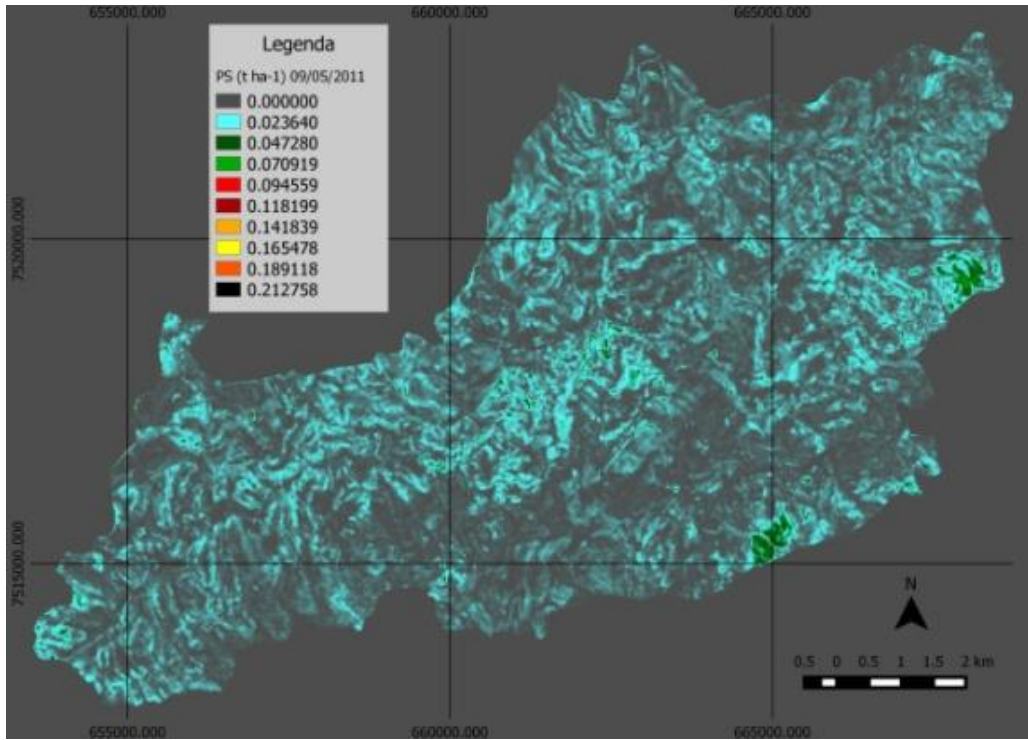
b



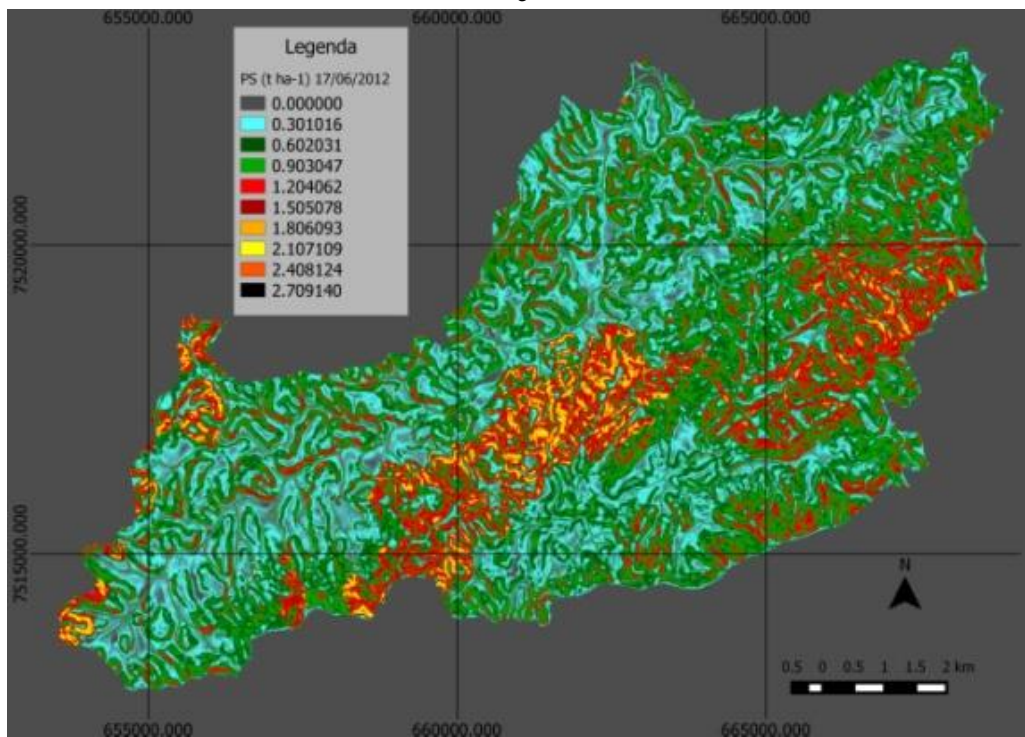
c



d



e



f

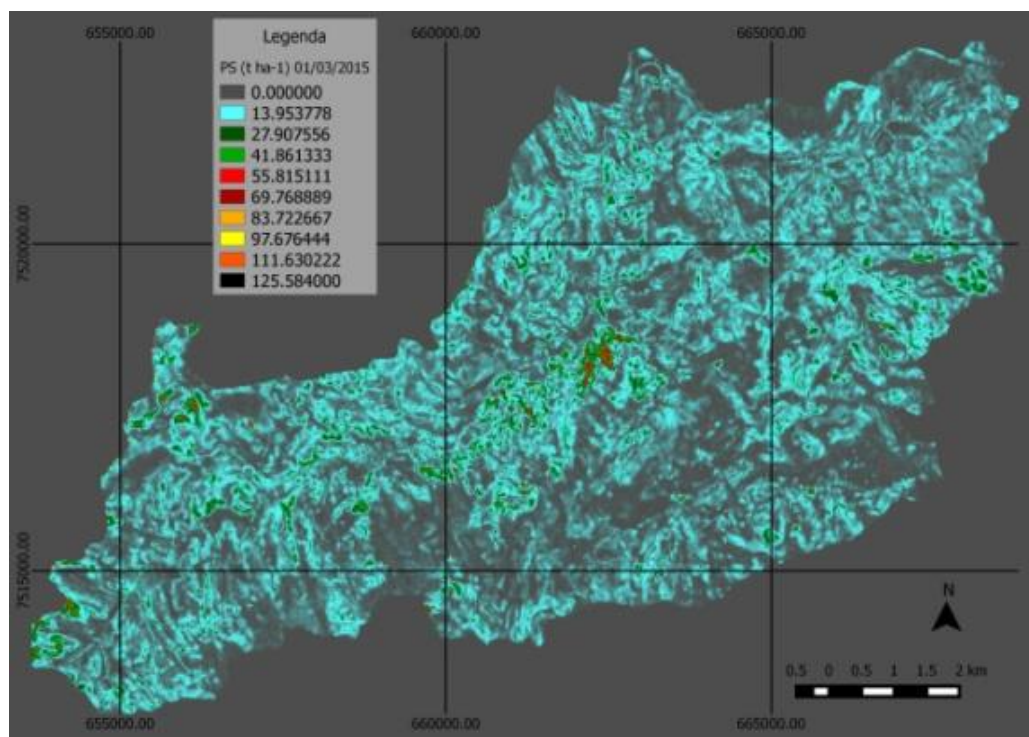


Figura 8 Mapas com valores máximos e mínimos de perda de solo estimada apontando para cada data (a, b, c, d, e, f, g) as principais áreas afetadas.

4.8 Tendência do Potencial Natural de Erosão (PNE)

Os baixos valores estimados de perda de solo não implicam em redução do potencial natural de erosão na região. A avaliação da PNE anual da série temporal (Tabela 16) possibilita avaliar com mais propriedade a situação da bacia hidrográfica, pois além de abranger um bom espaço de tempo agrega um maior número de informações associados aos regimes pluviométricos no que diz respeito à erosividade quinzenal.

Tabela 16 Área (ha) ocupada pelas classes (t ha-1 ano-1) de potência natural de erosão para o período de 2009 a 2015.

Classes	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
0-250	220,46	434,81	763,9445	969,67	813,58	1225,93	1071,36
250-500	696,80	899,07	1247,608	1535,81	1318,29	1915,89	1622,02
500-750	632,49	983,42	1456,658	1757,60	1533,86	2130,11	1913,52
750-1000	767,56	1084,64	1473,905	1693,58	1606,21	1712,48	1740,45
>1000	6267,84	5183,21	3643,031	2628,48	3313,21	1600,73	2237,80

Os valores de PNE mais elevados foram registrados nos anos de 2009 e 2010 onde mais de 50% da área da bacia hidrográfica ficou na classe identificada com potencial muito alto.

O ano de 2014 foi que apresentou o menor potencial natural de erosão em função da maior parte da área ter se concentrado da faixa classificada como potencial moderado. Para os anos de 2011, 2012, 2013 e 2015 mesmo havendo uma boa distribuição das proporções de área a maior proporção se estabeleceu na classificação de potencial muito alto, mesmo sendo menor em relação aos anos de 2009 e 2010.

Ao observar o PNE é possível ressaltar que a série temporal estudada para o período de 2009 a 2015 foram atípicos em função das perdas de solo estimadas, contudo tal afirmação não é consistente ao ponto que a quantidade de dados utilizados para estimar a perda de solo foi pouca ao ponto que não foram capazes de caracterizar um ano inteiro.

Para averiguar a tendência que o PNE estabeleceu na região, foram utilizados os dados obtidos por Durigon (2011) de 1986 até 2009 (Tabela 17).

Tabela 17 Classes de PNE para 1986 até 2015 mostrando as proporções territoriais para bacia hidrográfica de Palmares-Ribeirão do Saco com os respectivos percentual, média e desvio padrão de cada classe.

Ano	Classe PNE (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)				
	0-250	250-500	500-750	750-1000	>1000
1986	1.097,49	1.666,17	1.894,68	1.765,00	2.158,22
1987	504,82	929,55	1.029,55	1.123,62	4.995,17
1988	707,43	1.140,05	1.317,25	1.411,85	4.005,98
1989	1.009,80	1.538,95	1.755,39	1.742,91	2.535,51
1990	1.512,80	2.261,32	2.356,31	1.340,47	1.111,66
1991	705,87	1.138,39	1.315,29	1.410,05	4.012,96
1992	705,17	1.137,75	1.314,76	1.409,92	4.014,96
1993	1.621,35	2.416,59	2.421,32	1.167,57	955,73
1994	758,56	1.196,15	1.388,73	1.482,04	3.757,08
1995	573,03	997,5	1.129,55	1.217,22	4.665,26
1996	809,92	1.263,28	1.456,93	1.528,15	3.524,28
1997	1.407,38	2114,1	2.281,35	1.480,63	1299,1
1998	1.114,31	1.689,84	1.919,92	1.763,87	2.094,62
1999	1.463,03	2.196,29	2.326,97	1.397,42	1.198,85
2000	1.176,72	1.783,92	2.007,26	1.752,09	1.862,57
2001	1.473,18	2.210,59	2.334,79	1.383,65	1.180,35
2002	1.352,79	2.821,14	2.509,29	1.025,64	846,09
2003	2.260,29	3.232,41	2.029,63	721,49	338,74
2004	1.138,64	1.726,21	1.956,13	1.761,16	2.000,42
2005	7.144,87	1.433,89	3,8	0	0
2006	6.500,24	1.983,97	98,35	0	0
2007	1.018,19	1.549,20	1.769,21	1.745,70	2.500,26
2008	1.228,32	1.862,06	2.077,57	1.730,91	1.683,70
*2009	220,46	696,80	632,49	767,56	6267,84
*2010	434,81	899,07	983,42	1084,64	5183,21
*2011	763,94	1247,61	1456,66	1473,91	3643,03
*2012	969,67	1535,81	1757,60	1693,58	2628,48
*2013	813,58	1318,29	1533,86	1606,21	3313,21
*2014	1225,93	1915,89	2130,11	1712,48	1600,73
*2015	1071,36	1622,02	1913,52	1740,45	2237,80
Média	1.426,13	1.650,83	1.636,72	1.348,01	2.520,53
Porcentagem	16,62	19,24	19,07	15,707	29,37
Desvio Padrão	1525,78	582,20	640,9908	467,9682	1611,82

*Calculado a partir dos dados de pluviogramas obtidos a partir do site da Hidroweb.

Dentre os períodos avaliados o que se destacou com o maior potencial erosivo foi o ano de 2009 seguido de 2010 enquanto os menores valores foram encontrados em 2005 e 2006. Os resultados das médias e percentuais que cada classe ocupa, apontam o estado de PNE muito elevado como sendo o mais representativo para a região com os maiores desvios encontrada nas classes consideradas com potencial muito alto e muito baixo.

Tendências lineares calculadas a partir dos dados apontam que para a classe de potencial muito baixo ocorre o aumento dos valores de proporção de área ocupada por tal classe, enquanto para a de potencial muito alto a tendência é a redução. Essas tendências observadas implicam em dizer que a região tem sofrido uma redução no PNE ao longo da série histórica. Tal redução é provavelmente influenciada por alterações climáticas na região que implicaram na redução da quantidade de chuvas com potencial erosivo. Essa tendência também explica o porquê dos dados estimados de perda de solo para os últimos anos terem sido tão baixos.

É válido recordar que o PNE apresenta dependência espacial as características dos solos da região (Mello et al. 2006) e ainda é classificado como muito alto e que em relação aos percentuais observados por Durigon (2011) a classe tida por valores maior que $1000 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aumentou em 0,66921%.

Costa et al. (2007) avaliando as sub-bacias do estado do Rio de Janeiro a partir de um índice de vulnerabilidade ambiental baseado na integração da USLE com variáveis morfométricas e uso/cobertura do solo visando um maior controle dos fatores que contribuem para os processos erosivos classificou a área que engloba os Paty do Alferes e Miguel Pereira como de média vulnerabilidade em relação às demais.

5. CONCLUSÕES

Os dados de perda de solo estimados apontam haver poucas diferenças entre as duas metodologias trabalhadas.

Os Fatores Cr² e C_{pc} são ferramentas capazes de simular o efeito de sazonalidade para a bacia de Palmares-Ribeirão do Saco, permitindo considerar a vegetação afetada de NDVI reduzido como agente capaz de reduzir a perda de solo estimada. Contudo, mais estudos e ajustes de calibração devem ser realizados para garantir sua utilização.

Para a maioria dos períodos quinzenais avaliados, as perdas de solo estimadas nas imagens encontram-se abaixo das respectivas médias histórica do período de 1985 a 2009.

Mesmo havendo tendência de redução do PNE no período de 1986 a 2015, a região ainda é classificada majoritariamente como de potencial muito alto de erosão.

De maneira geral, o comportamento da série temporal estudada está condizente com o esperado para região, apresentando uma tendência a estabilizar as proporções de vegetação vigorosa e sujeita à degradação devido a processos erosivos pontuais acentuados pela ação antrópica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAD, R.; SCARARELLO, M.; MICOL, L. BERRASCONI, P. Plano de monitoramento da recuperação de áreas de preservação permanente degradadas. Instituto Centro de Vida Cuiabá – Alta Floresta, Mato Grosso, Mar. 2009.

ALKHARABSHEH, M. M.; ALEXANDRIDIS, T. K.; BILAS, G.; MISOPOLINOS, N.; SILLEOS, N. Impact of land cover change on soil erosion hazard in northern Jordan using remote sensing and GIS. *Procedia Environmental Sciences*, 912-921, 2013.

AMARAL, A. J.; BERTOL, I.; COGO, N. B.; BARBOSA, F. T. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambiossolo Húmico da região do Planalto Sul-Catarinense. *Re. Bras. Ci. Solo*, 2008.

ANDRADE, N. S. F.; FILHO, M. V. M.; TORRES, J. L. R.; PEREIRA, G. T.; JÚNIOR, J. M. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.31, n.3, p.539-550, maio/jun. 2011.

ANTUNES, M. A. H.; SIQUEIRA, J. C. S. INPE. Características das imagens RapidEye para mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.*

ARAÚJO, C. S. F.; SOUSA, A. N. Estudo do processo de desertificação na Caatinga: Uma proposta de educação ambiental. *Ciência & Educação*, v.17 n.4, p.975-986, 2011.

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, p.309- 324, 2007. DOI: 10.1016/j. isprsjprs.2007.

BAROTTO, I. M. P.; GOMIDE, R. L. INPE. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.*

BATISTA DA LUZ, N.; OLIVEIRA, Y. M. M.; ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZÚ, M. C.; FRANCISCON, L.; MESQUITA JR., H. N.; FREITAS, J. V. INPE. Classificação híbrida de imagens Landsat-8 e RapidEye para o mapeamento do uso e cobertura da terra nas Unidades Amostrais de Paisagem do Inventário Florestal Nacional do Brasil. *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015.*

BECERRA, J. A. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; ALVALÁ, R. C. S. INPE. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região do cerrado usando índices espectrais de vegetação. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Florianópolis, Brasil, 21 a 26 de abril de 2007.*

BERNARDO, S. Impacto ambiental da irrigação no Brasil. Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura. Viçosa: MMA, SRHABEAS, UFV (1997).

BERRA, E. F.; FONTANA, D. C.; KUPLICH, T. M. INPE. Comparação cruzada dos sensores LISS-III/ResourceSat-1 e TM/Landsat 5. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. R. Bras. Ci. Solo, 31:781-792, 2007.

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

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. R. Bras. Ci. Solo, 30:565-573, 2006.

BO-CAI GAO - Joint Center for Earth Systems Sciences, NASA. NDWI - A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. Remote Sens. Environ. 58:257-266, 1996.

BRANCO, Norberto. Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta; 1998. 135p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. – RS.

CAMARGO, F. F.; PEREIRA, G.; MORAES, E. C.; OLIVEIRA, L. G. L.; ADAMI, M. INPE. Análise multitemporal da evolução urbana e sua influência na modificação do campo térmico na Região Metropolitana de São Paulo para os anos de 1985, 1993 e 2000. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007.

CAMPOS, I. B. P.; PAIVA, C. M.; OLIVEIRA, L. M. T.; FRANÇA, G. B. INPE. Análise dos efeitos do déficit hídrico na resposta temporal do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) em diferentes condições climáticas do Estado do Rio de Janeiro. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Natal, Brasil de 25 a 30 de abril de 2009.

CAPONE, V. Utilização do fator topográfico da RUSLE para análise da susceptibilidade a erosão do solo em uma bacia hidrográfica com pecuária intensiva do Sul do Brasil. Revista Geonorte, v.8, N.1, p.85-101, 2013.

CARVALHO, D. F.; DURIGON, V. L.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. Pesq. Agropec. Bras., Brasília, v.49, n.3, p.215-224, mar. 2014.

CARVALHO JUNIOR, O. A.; SAMPAIO, C. S.; SILVA, N. C.; COUTO JUNIOR, A. F.; GOMES, R. A. T.; CARVALHO, A. P. F.; SHIMABUKURO, Y. E. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor MODIS no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Rev. Bras. Geof. v.26, n.4, São Paulo Oct/Dec. 2008.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. Pesq. Agropec. Bras. Brasília, v.38, n. 1, p. 117-124 Jan. 2003.

CECÍLIO, R. A.; RODRIGUE, R. G.; BAENA, L. G. N.; OLIVEIRA, F. G.; PRUSKI, F. F. Aplicação dos modelos RUSLE e WEPP para a estimativa da erosão hídrica em microbacia hidrográfica de Viçosa (MG). *Revista Verde (Mossoró - RN – Brasil)* v.4, n.2, p39-45, abril/junho de 2009.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, p.893–903, 2009.

CHAVEZ, H. M. L. Relação de aporte de sedimentos e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1469-1477, 2010.

COGO, N. P.; STRECK, E. V. Surface and subsurface decomposition of a desiccated Grass pasture biomass related to erosion and its prediction with RUSLE. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:153-164, 2003.

COSTA, P. F.; RAMOS, J. A. S. INPE. Avaliação da necessidade de correção radiométrica para comparação de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.*

COSTA, T. C. C.; UZEDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M. J.; NAIME, U. J.; GUIMARÃES, S. P. INPE. Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro por meio de integração técnica da perda de solo (USLE), variáveis morfométricas e o uso/cobertura da terra. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil 21-26 abril 2007.*

CRUSIOL, L. G. T.; CARVALHO, J. F. C.; SIBALDELLI, R. N. R.; FARIAS, J. R. B. INPE Diferenciação de cultivares de soja sensível e tolerantes à seca por meio de medidas horárias de índice de vegetação (NDVI) e temperatura do dossel em casa de vegetação. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil de 13 a 18 de abril de 2013.*

DANTAS, K. P.; MONTEIRO, M. S. L. Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. *Rev. Econ Sociol. Rural* vol.48 no.4 Brasília Oct./Dec. 2010.

DOMINGUES, A. J. P.; LIMA, G. R.; ALONSO, M. T. A.; BULHÕES, M. G. Serra das Araras: Os movimentos do solo e aspectos da flora. *Revista Brasileira de Geografia* 33(3):3-51, de 1971.

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

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*, 2014 Vol. 35, No. 2, 441–453, <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>.

EDUARDO, B. F. S.; SILVA, A. J. F. M. INPE. Avaliação da influência da correção atmosférica no cálculo do índice de vegetação NDVI em imagens Landsat 5 e RapidEye. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

EMBRAPA. 2015. LANDSAT - Land Remote Sensing Satellite. Disponível em: http://www.sat.cnpm.embrapa.br/conteudo/missao_landsat.php. Acesso em: 14 nov. 2015.

FANTIN-CRUZ, I.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; COLLISCHONN, W.; CUNHA, C. N. Unidades fitofisionômicas em mesoescala Pantanal Norte e suas relações com a geomorfologia. Neotrop. v.10, n.2, Campinas. 2010.

FERNANDEZ, C.; WU, J. Q.; MCCOOL, D. K.; STÖCKLE, C. O. Estimating water erosion and sediment yield with GIs, RUSLE, and SEDD. Journal of Soil and Water Conservation, 58(3):128-136, 2003.

FERREIRA, E. M.; ANDRAUS, M. P.; CARDOSO, A. A.; COSA, L. F. S.; LÔBO, L. M.; LEANDRO, W. M. Recuperação de áreas degradadas, adubação verde e qualidade da água. Revista Monografias Ambientais, v.15, n.1, p.228-246, jan/abr 2016.

FERREIRA, M. E.; PECCININI, A. A.; FERREIRA, L. G.; HUETE, A. R. INPE. Análise da sazonalidade de paisagens antrópicas e nativas do bioma Cerrado através dos produtos MODIS índices de vegetação, área foliar e atividade fotossintética. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Goiânia, Brasil, 16-21 de abril 2005.

FIORIO, P. R.; BARROS, P. P. S.; OLIVEIRA, J. S.; NANNI, M. R. Estimativas de perda de solo em ambiente SIG utilizando diferentes fontes de dados topográficos. Ambiente Guarapuava (PR) v.12, n.1, p.203-216, Jan/Abr. 2016.

FRAGAL, E. H.; MONTANHER, O. C. INPE. Correções atmosféricas 6s e DOS na caracterização espectral de alvos naturais de Ilha Grande utilizando dados do sensor TM 5. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011.

FRANCO, E. S.; LIRA, V. M.; FARIAS, M. S. S.; PORDEUS, R. V.; LIMA, V. L. A.; Uso de imagens TM/Landsat-5 na identificação da degradação ambiental na microbacia hidrográfica em Boqueirão – PB. CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária, v. 2, n. 3, p. 79-88, fev., 2007.

FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F.; JUCKSCH, I.; FERNANDES FILHO, E. I.; SILVA, E.; MEIRA NETO, J. A. A. Quantificação da erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. R. Árvore, Viçosa-MG, v.26, n.6, p.751-760, 2002.

GANASRI, B. P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. Geoscience Frontiers, 2015.

GANDHI, M. G.; PARTHIBAN, S.; THUMMALU, N.; CHISTY, A. NDVI: Vegetation change detection using remote sensing and gis – A case study of Vellore District. Procedia Computer Science. v.57, 2015.

GARTIZIA, M.; PÉREZ-CABELLO, F.; BUENO, C. G.; ALADOS, C. L. Physionomic and physiologic changes in mountain grasslands in response to environmental and anthropogenic factors. *Applied Geography*, 2016.

GELAGAY, H. S.; MINALE, A. S. Soil loss estimation using GIS and Remote sensing techniques: A case of koga astershed, Northwestern Ethiopia. *International Soil and Water Conservation Research*, 2016.

HORRIGAN, L.; LAWRENCE, R. S.; WALKER, P. How Sustainable Agriculture Can Address the Environmental and Human Health Harms of Industrial Agriculture. *Environmental Health Perspectives*, v.110, n. 5, maio de 2002.

JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres. 2ª Ed. São José dos Campos, SP, Brasil: Parêntese, 2009. p.598.

JOHANSEN, B.; TØMMERVIK, H. The relationship between phytomass, NDVI and vegetation communities on Svalbard. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* n.27, p.20-30, 2014.

JORDAN, N.; BOODY, G.; BROUSSARD, W.; GLOVER, J. D.; KEENEY, D.; MCCOWN, B. H.; MCISAAC, G.; MULLER, M.; MURRAY, H.; NEAL, J.; PANSING, C.; TURNER, R. E.; WARNER, K.; WYSE, D. Sustainable Development of the Agricultural Bio-Economy. *SCIENCE*, v.316, 15 Junho 2007.

LANGHI, P.; TOMMASELLI A. M. G. Correção radiométrica de imagens aéreas digitais por meio de ajuste polinomial. II Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Recife - PE, 8-11 de setembro de 2008.

LEAL, J. V.; TODT, V.; THUM, A. B. O uso de SIG para monitoramento de áreas degradadas – Estudo de caso: APP do Arroio Gil, Triunfo-RS *Rev. Bra. de Cartografia*, Rio de Janeiro, N°65/5 p.967-983, Set/Out/2013.

LEDA, V. C.; SANTOS, J. E. O.; FILGUEIRAS, R.; NICOLETE, D. A. P.; ZIMBACK, C. R. L. Índices de Vegetação na caracterização da bacia do Ribeirão da Prata, Lençóis Paulista-SP. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v.5, p. 125- 135, 2016.

LIESENBERG, V.; PONZONI, F. J.; GALVÃO, L. S. Análise da dinâmica sazonal e separabilidade espectral de algumas fitofisionomias do cerrado com índices de vegetação dos sensores MODIS/TERRA e AQUA. *Rev. Árvore* Vol.31, N.2, Viçosa 2007.

LIMA, H. V.; OLIVEIRA, T. S.; OLIVEIRA, M. M.; MENDONÇA, E. S.; LIMA, P. J. B. F. Indicadores de qualidade do solo em sistemas de cultivo orgânico e convencional no semi-árido cearense. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1085-1098, 2007.

LIRA, V. M.; SILVA, B. B.; NETO, J. D.; AZEVEDO, C. A. V.; FRANCO, E. S. Variação sazonal da cobertura vegetal em áreas do submédio São Francisco a partir de dados NDVI e imagens TM-Landsat 5. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer- Goiânia, vol.7, N.12; 2011.

MACHADO, R. L.; CARVALHO, D. F.; COSTA, J. R.; OLIVEIRA NETO, D. H.; PINTO, M. F. Análise da erosividade das chuvas associada aos padrões de precipitação pluvial na região de Ribeirão das Lajes (RJ). *Rev. Bras. Ci. Solo*. 2008.

MARQUES, J. F.; PAZZIANTTO, C. B.; Comunicado Técnico 23; EMBRAPA Meio Ambiente, ISSN 1516-8638, Jaguariúna, SP, Nov. 2004.

MARQUES, J. J. G. S. M.; ALVARENGA, R. C.; CURI, N.; SANTANA, D. P.; SILVA, M. L. N. Índice de erosividade da chuva, perdas de solo e fator de erodibilidade para dois solos da região do cerrado – Primeira aproximação. R. bras. Ci. Solo, Viçosa, 21:427-434, 1997.

MELLO, G.; Bueno C. R. P.; Pereira G. T. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.10, n.2, p.315–322, 2006.

MERTEN, G. H.; NINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent. Porto Alegre, v.3,n.4, out/dez 2002.

MOREIRA, M. A. Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação. Xa. ed. Atual. ampl.- Viçosa: Ed. UFC, 2005.

MÜLLER, G. Economia & Ecologia e Agricultura Sustentável; IGCE-DEPLAN, Rio Claro, UNESP, julho de 1999.

NEVES DA SILVA, R. G.; BECERRA, J. A. B. Sazonalidade da vegetação em classes climatológicas de precipitação no bioma caatinga a partir de índice de vegetação melhorado. Anais do Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto - Geonordeste, Aracaju, Brasil, 2014.

NÚÑEZ, J. E.V.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre distribuição química e perdas de fósforo de um argissolo. Bragantia, Campinas, v.62, n.1, p.101-109, 2003.

OLIVEIRA, F. G.; SERAPHIM, O. J.; BORJA, M. E. L. Estimativa de perdas de solo e do potencial natural de erosão da bacia de contribuição da microcentral hidrelétrica do Legado, Botucatu–SP. Energ. Agric., Botucatu, vol. 30, n.3, p.302-309, julho-setembro, 2015.

PANACHUKI, E.; SOBRINHO, T. A.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. R. Bras. Eng. Agric. Ambiental, v.10, n.2, p.261-268, 2006.

PETAN, S.; TAVEIRA-PINTO, F.; MIKO, M.; PAIS-BARBOSA, J. Modelação da erosão do solo da bacia hidrográfica do Rio Leça, com a equação RUSLE e SIG. Recursos Hídricos. Vol. 31, p99-110. 12p. 2010.

PINTO DA SILVA, T.; SALGADO, C. M.; GONTIJO, A. H. F.; MOURA, J. R. S. A influência de aspectos geológicos na erosão linear – médio-baixo vale do Ribeirão do Secretário, Paty do Alferes (RJ). Geosul, Florianópolis, Vol.18, N.36, 2003.

PONZONI, F. J.; GALVÃO, L. S.; EPIPHANIO, J. C. N. Influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas não florestadas em ambiente amazônico. Anais XSBSR, Foz do Iguaçu, 21-26 de abril 2001, INPE p.1713-1720.

PORTZ, L.; GUASSELLI, L. A.; CORRÊA, I. C. S.; Variação Espacial e Temporal de NDVI na Lagoa do Peixe, RS. Revista Brasileira de Geografia Física, 2011.

PRADO, J. P. B.; NÓBREGA, M. T. Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, Estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). Acta. Sci. Technol. Maringá, vol.27, N.1, 2005.

PRASANNAKUMAR, V.; VIJITH, H.; ABINOD, S.; GEETHA N. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. Geoscience Frontiers, 209-215, 2012.

RÊGO, S. C. A.; LIMA, P. P. S.; LIMA, M. N. S.; MONTEIRO, T. R. R. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI e SAVI no município de São Domingos do Cariri-PB. Revista Geonorte, Edição Especial, V.2, N.4, p.1217-1229, 2012.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. Predicting soil erosion by Water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Agriculture Handbook, n. 703, p. 404, 1997.

RIBEIRO, R. N. S.; TOURINHO, M. M.; SANTANA, A. C. Avaliação da sustentabilidade agroambiental de unidades produtivas agroflorestais em várzeas flúvio marinhas de Cameté – Pará. ACTA Amazônica. V.34(3); 359-374. 2004.

RIOS, I. Q.; VALE, R. M. C. GEONORDESTE. NDVI como subsídio para o estudo do processo de desertificação na bacia hidrográfica do rio Vaza-Barris – Bahia. Anais do simpósio brasileiro de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto – Aracaju, Brasil, 18-21 novembro de 2014.

RODELA, L. G.; QUEIROZ NETO, J. P.; SANTOS, S. A. INPE. Classificação das pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, por meio de imagens de satélite. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Florianópolis, Brasil, 21 a 26 de abril de 2007.

RODRIGUES, T. S.; RIBEIRO, S. R. A.; VAZ, M. S. M. G. INPE. Avaliação do desempenho de dois Índices de Vegetação (NDVI e SAVI) por meio de Índice de Qualidade de Imagens. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril 2013.

ROUSE, J. W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. MONITORING THE VERNAL ADVANCEMENTS AND RETROGRADATION (GREEN-WAVE EFFECT) OF NATURE VEGETATION (371 pp.) NASA/GSFC Final Report, Greenbelt, MD, 1974.

SALGADO, C. M.; PINTO DA SILVA, T.; PEIXOTO, M. N. O.; MOURA, J. R. S. Análise espaço-temporal da erosão linear no médio-baixo vale do Ribeirão do Secretário (Paty do Alferes/RJ). Revista Brasileira de Geomorfologia, Vol.9, N.1, 2008.

SANCHES, I. D. A.; ANDRADE, R. G.; QUARTAROLI, C. F.; RODRIGUES, C. A. G. INPE. Análise comparativa de três métodos de correção atmosférica de imagens Landsat 5 – TM para obtenção de reflectância de superfície e NDVI. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011.

SANTOS, C. A. G.; SUZUKI, K.; WATANABE, M.; SRINIVASAN, V. S. Influência do tipo da cobertura vegetal sobre erosão no semi-árido paraibano. *Rev. Bras. de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.4, n.1, p.92-96, 2000.

SANTOS DA SILVA, D.; RAMOS, J. A. S.; SILVEIRA, C. S.; GUEDES, A. G. INPE. Utilização de imagem de NDVI para análise temporal da cobertura vegetal estudo de caso: Teresópolis/RJ. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, p. 3071-3078, 2009.

SANTOS, F. A.; AQUINO, C. M. S. Erosividade das chuvas (R) nos municípios de Castelo do Piauí e Juazeiro do Piauí, no estado do Piauí (Brasil). *Rev. Eletrônica do Curso de Geografia – UFG/REJ*, n.25, 2015.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas a erosão hídrica. *Rev. Bra. de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.14, n.2, p115-123, 2010.

SANTOS, M. L. V.; NASCIMENTO DOS SANTOS, E.; SEIXAS FILHO, J. T. O rio Paraíba do Sul e o abastecimento no estado do Rio de Janeiro. *Semioses. Rio de Janeiro*. v.9, n.1, p36-42, jan/jun 2015.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; JÚNIOR, A. A. B.; BARISTELA, O. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:437-447, 2000.

SILVA, C. B.; PONZONI, F. J.; SANTOS, S. B. INPE. Comparação entre dados dos sensores LISS-III/Resourcesat-1 e ETM+/Landsat 7. *ANAIS XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013.

SILVA, D. S.; RAMOS, J. A. S.; SILVEIRA, C. S. GUEDES, A. G. INPE. Utilização de imagem de NDVI para análise temporal da cobertura vegetal estudo de caso: Teresópolis/RJ. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil, p. 3071-3078, 2009.

SILVA, G. J. F.; ALMEIDA, N. V.; GOMES, L. C. F. SANTOS, O. K. A.; Degradação Ambiental na Microrregião do Cariri paraibano. *Revista Brasileira de Geografia Física*. v.6 n.4 2013 p.823-837.

SILVA, L. A.; NAZARENO, N. R. X. INPE. Análise do padrão de exatidão cartográfica da imagem do Google Earth tendo como área de estudo a imagem da cidade de Goiânia. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Natal, Brasil, 25 a 30 de abril de 2009.

SILVEIRA, H. R. O.; SANTOS, M. O.; SILVA, V. A.; VOLPATO, M. M. L.; ALVES H. M. R.; DANTAS, M. F.; BARBOSA, J. P. R. A. D.; CARVALHO, G. R. EMBRAPA. Relações entre índices de reflectância foliares e potencial hídrico de cafeeiro irrigado e de sequeiro. *IX Simpósio de Pesquisa dos Cafés do Brasil*, Curitiba-PR 24 a 26 de Junho de 2015.

SOUZA, V. G.; BULHÕES, E. M. R. Avaliação ambiental através de protocolo de avaliação rápida no baixo leito do rio Paraíba do Sul, no município de campos dos Goytacases/RJ. *Caderno de Estudos Geoambientais* v.6, n.1, p32-50, 2015.

TANYAS, H.; KOLAT, Ç; SÜZEN, M. L. A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dan. *Journal of Hydrology*, 584-598, 2015.

TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; DECHEN, S. C. F. The costs of soil erosion. Rev. Bras. de Ci. Solo, v.35, p.287- 298, 2011.

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.

VITAL, C. S. M. N.; FEARNside, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. Análise da inibição do desmatamento pelas áreas protegidas na parte sudoeste do Arco do desmatamento. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Natal, Brasil, 25-30 de abril 2009, INPE, p.6377-6384.

VITAL, M. H. F. Impácto ambiental de florestas de eucalipto. Revista do BNDES, Rio de Janeiro v.14, n.28, p.235-276, Dezembro de 2007.

ZHANG, Y.; DEGROOTE, J.; WOLTER, C.; SUGUMARAN, R. Integration of Modified Universal SoilLoss Equation (MUSLE) into a GIS environmet to assess soil erosion risk. Land Degradation & Development, WILEY, 2009.

WATANABE, F. S.Y.; IMAI, N. N.; SAMIZAVA, M. T.; ROCHA, P. C. INPE. Classificação da vegetação de áreas úmidas baseada em redes neurais artificiais: estudo de caso da planície fluvial do alto rio Paraná. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Natal, Brasil, 25 a 30 de abril de 2009.

WECKMÜLLER, R. S.; VICENS, R. S. INPE. Correção de distorções geométricas e radiométricas de imagens RapidEye para detecção de mudanças. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide for Conservation Planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537. 58 p. 1978.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. Transactions of the American Geophysical Union, Washington , v.39, n.2, p.285-291, 1958.