

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**CAPACIDADE DE USO DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO RIO TIETÊ - SP**

**Renata Cristina Araújo Costa
Bióloga**

2018

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**CAPACIDADE DE USO DO SOLO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO RIO TIETÊ - SP**

Discente: Renata Cristina Araújo Costa

Orientador: Prof. Dr. Gener Tadeu Pereira

Coorientadores: Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra

Prof. Dr. Diego Silva Siqueira

**Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus
de Jaboticabal, como parte das exigências
para a obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Ciência do Solo).**

2018

C837c

Costa, Renata Cristina Araújo

Capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas do Rio Tietê - SP / Renata Cristina Araújo Costa. -- Jaboticabal, 2018
88 p. : tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientador: Gener Tadeu Pereira

Coorientador: Teresa Cristina Tarlé Pissarra; Diego Silva
Siqueira

1. coeficiente de rugosidade. 2. suscetibilidade magnética. 3.
dissecação da paisagem. 4. política de uso do solo. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo
autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: CAPACIDADE DE USO DO SOLO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO TIÊTE - SP

AUTORA: RENATA CRISTINA ARAUJO COSTA

ORIENTADOR: GENER TADEU PEREIRA

COORIENTADORA: TERESA CRISTINA TARLE PISSARRA

COORIENTADOR: DIEGO SILVA SIQUEIRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. GENER TADEU PEREIRA
Departamento de Ciências Exatas / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. JOSÉ MARQUES JÚNIOR
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

~~Dr. CARLOS ALBERTO VALERA~~
~~Bacias dos Rios Paranaíba e Baixo Rio Grande - Uberaba/MG / Coordenadoria Regional das Promotorias de Justiça do Meio Ambiente~~

Prof. Dr. DANIEL DE BORTOLI TEIXEIRA
UNIMAR / Marília/SP

Prof. Dr. RENATO FARIAS DO VALLE JÚNIOR
Instituto Federal do Triângulo Mineiro - IFTM / Uberaba/MG

Jaboticabal, 20 de dezembro de 2018

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Renata Cristina Araújo Costa, nascida em 29 de agosto de 1989 em Guará-SP, é Bióloga, com Licenciatura (2011) e Bacharelado (2015) em Ciências Biológicas na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP – Univ. Estadual Paulista, Câmpus de Jaboticabal. Bolsista de iniciação científica junto ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, nos anos de 2011, 2012 e 2013. Foi professora no Instituto Taquaritinguense de Ensino superior – ITES (2014) e professora substituta da Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM (2014 e 2015), onde trabalhou na área de ensino em geoprocessamento e biologia. Em 2013, ingressou no curso de Mestrado, no programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - FCAV, Univ. Estadual Paulista - UNESP, Câmpus de Jaboticabal, Departamento de Engenharia Rural. Iniciou o doutorado em 2015 no curso de Doutorado em Agronomia (Ciência do Solo), no Departamento de Ciências Exatas, na FCAV/UNESP Jaboticabal, parte realizada com apoio da bolsa CAPES e outro período realizado com apoio da bolsa FAPESP com projeto aprovado intitulado “Variabilidade espacial da suscetibilidade magnética na identificação da capacidade de suporte de uso do solo”, (Proc. n. 2016/19.215-5) e doutorado sanduíche pela PDSE/CAPES em Portugal na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro - UTAD, Vila Real, durante quatro meses. Atualmente, é pesquisadora do Grupo de Pesquisa de Política de Uso do Solo, do Grupo de Estudos e Pesquisas em Geotecnologia, Geoprocessamento, Sensoriamento e do Grupo de Pesquisa Caracterização do Solo para fins de Manejo Específico. Tem experiência na área de Ciências Agrárias e Ambientais, com atuando com: manejo de bacias hidrográficas, política de uso do solo, sensoriamento remoto, sistema de informação geográfica, geoestatística, estatística e ciência de dados.

*“Se soubesse que o mundo se acabaria amanhã,
eu ainda hoje plantaria uma árvore.*

Martín Luther

ÉPIGRAFE

A Deus,

A minha mãe Vilma, e

Aos meus professores.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Deus, por dar-me força e mostrar que sempre está confiando em mim.

De forma especial à minha família, e de forma particular, à minha mãe Vilma, por dar-me forças e acreditar em mim durante toda a caminhada.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Gener Tadeu Pereira, e aos meus coorientadores, Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra e Prof. Dr. Diego Silva Siqueira, pelos ensinamos e por confiar em meu trabalho e por acreditar que multidisciplinaridade é o caminho para inovação.

À Banca examinadora, por todas as contribuições e disponibilidade.

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de Jaboticabal, por estes 10 anos dedicados à minha formação pessoal, profissional e acadêmica. Junto, queria agradecer a todos os meus docentes, professores, colegas. Em especial aos projetos de extensão de que participei: Cursinho Ativo, JabUNESP recicla, CapJr, SEJu e InovaJAB pela importante contribuição em minha formação.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural, em nome de Ronaldo José de Barros (in memoriam), para sempre em meu coração (um grande mestre), Izilda Maria de Carvalho Máximo e Davi Aparecido Trevizoli, por estarem sempre disponíveis em ajudar. E à funcionária Maria José (Zezé) por toda paciência e amizade.

Às meninas da República Sófadinhas, por todo companheirismo e amizade nestes anos de FCAV. À BIO8, turma de biologia de 2008, por todos os anos de vivência e amizade.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão de bolsa de estudo para o primeiro autor (Projeto número 2016 / 19.215-5) <[http://www.bv.fapesp.br/pt/bolsas/170574/variabilidade-espacial-da-Potencialidade-identificação-capacidade de suporte-de-uso](http://www.bv.fapesp.br/pt/bolsas/170574/variabilidade-espacial-da-Potencialidade-identificação-capacidade-de-suporte-de-uso)> (Abril/2017 a Agosto/2017 e Janeiro/2018 a Dezembro/2018).

E pelo Programa Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pelo Programa de Doutorado Sanduíche nº Exterior - PDSE, Edital nº 19/2016, Processo Número: 88881.135764 / 2016-01, período (setembro/2018 a dezembro/2018).

Agradecimentos aos apoios concedidos ao Grupo CSME (Caracterização para fins de manejo específico), que possibilitou a geração do banco de dados utilizado neste estudo, ao CNPq e ao projeto temático "Geovariabilidade do Planalto Paulista e suas relações com as mudanças climáticas e planejamento estratégico de uso e ocupação do solo" (Edital Universal 01/2016 - Faixa C, Proc.nº 402796 / 2016-0); CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Proc. N º 149940) e o PROPE / UNESP (Projeto de Pesquisa da Universidade Estadual Paulista, Edital nº 15/2014), por apoio financeiro ao projeto de pesquisa de fronteira "Espectroscopia de reflectância difusa" e erodibilidade do solo no Planalto Ocidental Paulista, o contexto da paisagem do solo.

Agradecimentos ao meu coorientador no exterior, Prof. Dr. Fernando Luiz Leal Pacheco, que me recebeu em Vila Real, Portugal, na UTAD, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, que contribuiu enormemente para a modelagem e validação da técnica aplicada neste trabalho. Junto, agradeço ao Prof. Dr. Luís Filipe Sanches Fernandes, e ao centro de investigação da CITAB.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA:.....	5
2.1 A capacidade de uso do solo.....	5
2.2 A Dissecação da paisagem	9
2.3 O solo e a suscetibilidade magnética.....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
3.1 Área de Estudo	17
3.2 Banco de dados utilizado.....	19
3.3 Indicadores avaliados - geotecnologias.....	23
3.3.1 Caracterização da área de estudo	23
3.3.2 Capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas	30
3.4 Indicadores mineralógicos do solo.....	33
3.5 Fluxo de trabalho – Modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas	38
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1 Indicadores em geotecnologias	40
4.1.1 Bacias Hidrográficas	40
4.1.2 Dissecação da paisagem	46
4.2. Indicador mineralógico do solo – suscetibilidade magnética	48
4.3 Construção do método capacidade de uso do solo por bacias hidrográficas ..	53
4.3.1 Modelagem da capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas	54

4.3.2 Validação da capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas	58
5 CONCLUSÕES	70
6 REFERÊNCIAS.....	71
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	85
APÊNDICE: Banco de dados das 97 sub-bacias hidrográficas, seguido pelos parâmetros morfométricos correspondentes.....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Resumo do banco de dados utilizado para a construção dos mapas da BHRT/POP.....	20
Tabela 2.	Classe de declividade e relevo da área de estudo, BHRT/POP.	24
Tabela 3.	Distribuição da formação geológica na área de estudo, BHRT/POP.	25
Tabela 4.	Classificação dos solos na área de estudo, BHRT/POP.....	27
Tabela 5.	Distribuição da dissecação da paisagem na BHRT/POP.....	27
Tabela 6.	Descrição, código da classificação (Código A), área e percentual de ocupação de cada uso e ocupação do solo atual na BHRT/POP	29
Tabela 7.	Códigos de classificação da capacidade de terra – modelo RN (Código N) e uso atual do solo (Código A)	32
Tabela 8.	Parâmetros dos modelos de variograma ajustados para cada atributo.....	35
Tabela 9.	Distribuição das classes dos parâmetros morfométricos e sua ocupação por área (km ²) e porcentagem e número de sub-bacias hidrográficas.....	42
Tabela 10.	Distribuição das classes de capacidade de uso da terra (N) na BHRT/POP.....	44
Tabela 11.	Resumo estatístico dos parâmetros morfométricos. Os valores estatísticos referem-se a 97 sub-bacias da BHRT/POP.....	44
Tabela 12.	Distribuição dos conflitos ambientais pelo uso da terra da BHRT/POP.....	46
Tabela 13.	Análise estatísticas dos parâmetros morfométricos das 97 sub-bacias da BHRT/POP.....	47
Tabela 14.	Estatística descritiva da suscetibilidade magnética (SM) de acordo com os compartimentos testados.....	48
Tabela 15.	Estatística descritiva da suscetibilidade magnética (SM) de acordo com os compartimentos testados.....	50
Tabela 16.	Tabulação cruzada de capacidade do solo (modelo RN) com os níveis de dissecação da paisagem.....	54
Tabela 17.	Classes de capacidade de uso e de dissecação e seus valores de médias categóricas de suscetibilidade magnética de frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$).....	60
Tabela 18.	Os valores médios da suscetibilidade magnética em baixa frequência (χ_{bf}) e suscetibilidade magnética da frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$) são relativos a várias classes de conflitos.....	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Posição geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê - BHRT, São Paulo, Brasil.....	17
Figura 2.	Posição geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê sobre a região do Planalto Ocidental Paulista (BHRT/POP)	19
Figura 3.	Mapa hipsométrico da BHRT/POP e sedes municipais.....	23
Figura 4.	Classificação da declividade (<i>Slope</i>) da BHRT/POP.....	24
Figura 5.	Mapa da Formação Geológica na área de estudo, BHRT/POP..	25
Figura 6.	Mapa das classes de Solos da área de estudo, BHRT/POP.....	26
Figura 7.	Distribuição espacial da dissecação da paisagem na área de estudo, BHRT/POP.....	28
Figura 8.	Uso Atual do Solo da área de estudo, BHRT/POP.....	29
Figura 9.	Distribuição espacial da suscetibilidade magnética em baixa frequência (χ_{bf}) na área de estudo.....	36
Figura 10.	Distribuição espacial da suscetibilidade magnética em frequência -dependente ($\chi_{fd}(\%)$) na área de estudo.....	38
Figura 11.	Fluxograma que descreve o processo de modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas (Modelo RN – dissecação) e o processo de validação pela suscetibilidade magnética em frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$).	38
Figura 12.	Distribuição das sub-bacias representativas para o estudo, BHRT/POP.....	40
Figura 13.	Distribuição espacial das características morfométricas das superfícies de cada sub-bacia da BHRT/POP.....	41
Figura 14.	Distribuição espacial da capacidade de uso do solo das superfícies de cada sub-bacia da BHRT/POP.....	43
Figura 15.	Mapa das classes de conflitos de uso do solo da BHRT/POP....	45
Figura 16.	Distribuição da dissecação da paisagem por classe de capacidade de uso do solo (modelo RN)	55
Figura 17.	Capacidade de uso do solo em bacias hidrográfica (modelo RN-dissecação), as áreas sombreadas desvio maior que 15% da $\chi_{fd}(\%)$ e áreas pontilhadas são regiões com conflito severo (conflito 3 e percentual de ocupação)	65
Figura 18.	Viabilidade do $\chi_{fd}(\%)$ no modelo de validação em função da área de conflito e classe de conflito. O eixo horizontal exhibe a proporção da área da sub-bacia afetada pelo conflito. O eixo vertical representa a aproximação da sub-bacia SM para as médias categóricas das subclasses do modelo RN-dissecação.....	66

CAPACIDADE DE USO DO SOLO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO TIETÊ – SP

RESUMO: A falta de indicadores ambientais para planejar a expansão das áreas agrícolas pode gerar maiores perdas de solo e prejuízos na produção agrícola. Os modelos de capacidade de uso do solo auxiliam no planejamento das limitações e riscos de degradação, contribuindo para a política de uso do solo. O parâmetro morfométrico - coeficiente de rugosidade (RN) apresenta uma maneira mais prática e econômica para indicar o uso agrícola nas bacias com baixa e suave declividade e densidade de drenagem e o uso florestal para encostas mais íngremes, com alta densidade de drenagem. Porém, o modelo RN, apresenta limitações para bacias hidrográficas heterogêneas e com diferentes padrões geomorfológicos e geologias. A proposta pretende refinar a capacidade de uso do solo (modelo RN) utilizando os níveis de dissecação da paisagem (modelo RN - dissecação), a nova metodologia acrescenta o padrão de forma do terreno. A validação das novas sub-classes de capacidade de uso do solo foi feita utilizando o parâmetro mineralógico do solo, suscetibilidade magnética. O modelo desenhado para regiões tropicais, foi aplicado na Bacia Hidrográfica do Rio Tietê ocupada sobre a porção do Planalto Ocidental Paulista, localizado no Estado de São Paulo, Brasil. A modelagem gerou nove subclasses para capazes de distinguir melhor a capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas mediante a heterogeneidade geológica e climática das regiões tropicais, específicos para as escalas regionais e locais. O parâmetro mineralógico, suscetibilidade magnética frequência dependente, validou o modelo RN-dissecação. Porém, o conflito de uso do solo interferiu no valor limite da assinatura magnética, sendo mais intenso na formação geológica Serra Geral. Os ganhos para o planejamento de uma política de uso do solo são aparentes, visto que a construção e a validação de modelos que auxiliem no mapeamento da capacidade de uso do solo são instrumentos fundamentais para implantar práticas de conservação dos solos nas áreas rurais e ajudam na mitigação da degradação do solo, uma preocupação global.

Palavras-chave: coeficiente de rugosidade; suscetibilidade magnética; dissecação da paisagem; política de uso do solo.

LAND CAPABILITY IN TIETÊ RIVER BASINS, SP

ABSTRACT: The lack of environmental indicators to plan the expansion of the agricultural areas can improve soil losses and damages to the agricultural production. The models of land capability help for planning the limitations and degradation risks, contributing to land use policy. The morphometric parameter - ruggedness number (RN) provide a more practical and economical way to track the agriculture land use in basins with areas of low slope and sparse drainage density and the forest land use to areas of steep slope and high drainage density. However, the RN model presents limitations for heterogeneous basins with different geomorphological patterns and geologies. The proposal intends to refine the land capability (RN model) using the levels of landscape dissection (RN-dissection model), the new methodology add the landform classification. The validation of the new sub-classes of land capability used the soil mineralogical parameter, magnetic susceptibility. The model designed for tropical regions was applied in the Tietê River Basin occupied on the portion of the Western Plateau, located in São Paulo State (Brazil). The modeling generated nine subclasses to better distinguish the land capability in basins through the geological and climatic heterogeneity of the tropical regions, specific to regional and local scales. The mineralogical parameter, magnetic susceptibility-dependent frequency, validated the RN-dissection model. However, the land use conflict interfered in the limit value of the magnetic signature, being more intense in the Serra Geral geological formation. The gains for land use policy planning are of great importance, due to the construction and validation of models that assist the land capability plan are fundamental instruments to implant soil conservation practices in rural areas and help to mitigate soil degradation, a global concern.

Keywords: roughness number; magnetic susceptibility; landscape dissection; land use policy

1 INTRODUÇÃO

O Brasil, com suas extensões continentais, vive com escalas expressivas de perdas de solo, gerando grande impacto a curto, médio e longo prazos. As zonas tropicais apresentam grande interesse global para a produção agrícola de alimentos, entre as quais se destaca a região Centro-Oeste e Sudeste do Brasil, com áreas extremamente competitivas para grãos e combustíveis (Camargo et al., 2014). As perdas de produtividade agrícola estão amplamente relacionadas à intensificação da erosão hídrica, acompanhada pela redução da matéria orgânica no solo e pela lixiviação de nutrientes (Pacheco et al., 2014; Valera et al., 2016; Valle Júnior et al., 2014). A mudança no uso da terra já é considerada um impacto ambiental em escala global (Rockström et al., 2009). Existe a necessidade de indicadores para o planejamento da capacidade de suporte de uso do solo para balizar a expansão das áreas agrícolas (Rockström et al., 2009; Quinton et al., 2010; García-Ruiz, 2010; Costa, 2015).

Em grandes extensões territoriais de países como o Brasil, o conhecimento detalhado do solo é dificultado. A variabilidade espacial encontrada nas zonas tropicais, devido aos vários agentes (geologia, clima, forma da paisagem (Legros, 2006), intensifica este processo. Aliado a isto, estão carência de pedólogos experientes (Demattê et al., 2007), falta de incentivos governamentais (Bazaglia Filho, 2012), déficit na formação de quadros na área de geoestatística e modelagem espacial, e divergência entre os mapas de solos propostos por diferentes mapeadores (Delarmelinda et al., 2011).

As informações sobre os indicadores do solo, fornecidas por projetos pioneiros, como o RADAM BRASIL (Brasil, 1981) e o antigo Serviço Brasileiro de Levantamento do Solo (Brasil, 1960), foram elaboradas para atender às necessidades sobre o conhecimento do solo no território brasileiro. Porém, com o avanço da tecnologia no setor agrícola, os mapas atuais de classificação dos solos não atendem às demandas atuais da agricultura de precisão.

A falta deste tipo de informação gera prejuízos quanto ao manejo e proteção dos solos (García-Ruiz, 2010). A responsabilidade legal e social da conservação do

solo tem sido levantada. Corroborando algumas das ações e instrumentos da política agrícola brasileira no que tange ao planejamento agrícola e à proteção do meio ambiente, conservação e recuperação dos recursos naturais, ressalta-se o Art. 8º, § 3º em que os planos de safra devem ser elaborados de acordo com a vocação agrícola (Brasil, 1991).

No entanto, atualmente, ainda são poucos os países que estabeleceram critérios técnicos e legais para o uso, ocupação e conservação dos solos. O “princípio do poluidor-pagador” (PPP) funciona como salvaguarda da conservação do solo (Valera et al., 2017). O PPP foi introduzido no Brasil em 1992, como Princípio 16 da Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, que afirma: *“As autoridades nacionais devem esforçar-se para promover a internalização dos custos ambientais e o uso de instrumentos econômicos, levando em consideração que o poluidor deve, em princípio, arcar com o custo da poluição, com o devido respeito ao interesse público e sem distorcer o comércio e o investimento internacional”*. Neste contexto, as práticas produtivas (análise ao preço dos bens e serviços) devem estar associadas aos custos ecológicos, evitando, assim, que o uso indiscriminado deste bem traga ônus para toda a sociedade” (Sarlet e Fensterseifer, 2014). Espera-se que outros países sigam o exemplo do Brasil nos próximos anos, motivados pelos recentemente anunciados “Objetivos de Desenvolvimento Sustentável”, que constituem um alvo para combater a desertificação e para restaurar terras degradadas (Akhtar-Schuster et al., 2017).

A determinação da “capacidade da terra” (ou “uso natural”) é importante ferramenta para o planejamento e uso, devendo ser determinada a partir da coleção lógica e sistemática de dados apresentados de forma direta aplicável ao planejador (Lespch et al., 1991).

Os métodos de alocação do uso da terra desenvolvidos foram evoluindo e tornando-se mais acessíveis e práticos com o advento dos sistemas de informação geográfica (SIG), em que vários modelos foram apresentados, propondo mudanças dinâmicas de gestão por meio da integração de dados ambientais, naturais, sociais, políticos e econômicos (Bottero et al., 2013; Pinto, 2010; Veldkamp e Lambin, 2001, Zhanga et al., 2012).

O indicador morfométrico, o *RN*, introduzido por Strahler (1952), composto pela declividade e densidade de drenagem, tem sido utilizado como indicador de dinamismo hidrológico (Melton, 1957; Schumm, 1956), sendo utilizado para definir a capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas proposta por Rocha e Kurtz (2001). De acordo com esta classificação, bacias planas com baixa densidade de drenagem são adequadas para práticas agrícolas, enquanto bacias inclinadas com alta densidade de drenagem são adequadas para a silvicultura. Devido a sua relação com a prevenção de desastres naturais e ambientais (Kovanen e Slaymaker, 2008) e análise do risco de degradação do solo em bacias hidrográficas (Mello Filho e Rocha, 1992; Pissarra et al., 2004; Valle Júnior et al., 2013), vem sendo utilizado junto a teoria do conflito de uso (Valle Júnior, 2008) para pesquisas que discutem o ordenamento territorial, os impactos ambientais e a proteção dos solos. No entanto, o modelo *RN* e sua aplicabilidade na definição das classes de capacidade de uso do solo diminuem conforme ocorre o aumento e a heterogeneidade da bacia. Nestes casos, as existências de outros agentes de formação da paisagem (parâmetros fisiográficos) atuam, e ficam sobressalentes a intensidade de drenagem e o declive.

A identificação do padrão e da amplitude das formas do terreno pode ser uma opção de análise para descrever melhor a capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas heterogêneas. As formas da paisagem são determinadas a partir do reconhecimento de superfícies côncavas, convexas e retilíneas, determinadas pela assinatura geomorfométrica baseada em curvaturas de taludes (Vasconcelos et al., 2012). As formas do terreno (côncava e convexa) já foram utilizadas para identificar zonas de manejo específicas na agricultura (Siqueira et al. 2015) e para mapear atributos do solo, como suscetibilidade magnética, teor de argila e saturação por bases (Teixeira et al., 2017, 2018). A relação entre os padrões geomorfológicos e o uso ou a ocupação do solo já foi relatada em vários trabalhos (Asadi et al., 2011; Balla et al., 2007; Li et al., 2013), incluindo estudos no Planalto Ocidental do Estado de São Paulo (Lepsch et al., 1977).

Os modelos alocados por parâmetros cartográficos apresentam algumas limitações, quanto à escala e à variabilidade do solo. A escala dos modelos digitais de elevação disponíveis não é capaz de descrever efetivamente a variabilidade local dos parâmetros fisiográficos, tornando impreciso o modelo de capacidade de uso do solo.

Os modelos de alocação, modelo RN, dissecação ou combinação de ambos, não garantem a ligação direta entre a capacidade de uso do solo e o processo erosivo, pois não integram dados de campo, resultando da alteração dos processos geológicos de formação dos solos.

Diante dessas limitações, o modelo deve ser comparado com parâmetros representativos da variabilidade dos solos medidos no campo e sendo também ligados ao fenômeno erosivo e à relação entre solo e paisagem. As propriedades magnéticas são um indicador de intemperismo de solos tropicais (Preetz et al., 2017), este parâmetro mineralógico do solo indica indiretamente a composição do solo (Mathé et al., 2006; Torrent et al., 2007). É um parâmetro economicamente viável em pequenas e grandes áreas, facilmente determinadas a campo, o que reduz os custos de implementação. Este parâmetro mineralógico do solo representa a propensão do solo de se magnetizar na presença de um campo magnético (Veresub e Roberts, 1995). A SM reflete a presença de alguns minerais armazenados no solo durante seu processo de formação (Maher e Thompson, 1999), que podem ser utilizados como marcadores (Mathé et al., 2006). A SM já foi utilizada no campo para estimar a perda de solo devido à erosão (Hanesch e Scholger, 2005; Ventura Jr. et al., 2001, Parsons et al., 2010), para identificar áreas com diferentes potenciais de erosão (Royall, 2001) e na quantificar indiretamente o fator de erodibilidade do solo (Santos et al., 2011; Barbosa, 2014; Siqueira et al., 2015; Marques Júnior et al., 2014).

A proposta pretende melhorar a metodologia de classificação da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas heterógenas, utilizando parâmetros do terreno (dissecação da paisagem) para a ampliação do método em solos tropicais e validando a nova metodologia a partir da variabilidade espacial da assinatura magnética dos solos. Os objetivos específicos incluem: i) Ampliar o método de análise da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas, integrando aos parâmetros morfométricos os modelos de caracterização da forma do terreno (dissecação da paisagem) para definição de novas classes de usos para bacias heterogêneas. ii) Avaliar o parâmetro mineralógico suscetibilidade magnética na identificação das classes e subclasses de capacidade de uso do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA:

2.1 A capacidade de uso do solo

A definição de “capacidade de terra” (ou “uso natural”) e o desenvolvimento de outros esquemas de classificação, e as técnicas de sensoriamento remoto acopladas a sistemas de informações geográficas apoiam o diagnóstico e a criação dos indicadores que permitem a prevenção do uso inadequado da terra e a minimização de suas consequências.

A classificação da capacidade da terra é definida como um sistema de agrupamento de solos principalmente com base em sua capacidade de produzir culturas comuns e plantas de pastagem sem deterioração durante um longo período de tempo (Klingebiel e Montgomery, 1966). O adequado uso da terra é o primeiro passo na direção de uma agricultura mais correta e sustentável (Lepsch et al., 1991). A capacidade de uso da terra é definida como a adaptabilidade da terra aos usos e ocupações agrícolas, sem que ocorra os impactos negativos do solo, como desgaste e empobrecimento (Lepsch et al., 1991). A mudança do uso da terra gera impactos considerados de risco ambiental global (Rockström et al., 2009). A modelagem matemática das classes de capacidade de uso possibilita identificar um agrupamento de terras com o mesmo grau de limitação, definindo condições de aproveitamento e de riscos de degradação semelhantes. A degradação ambiental dos solos está frequentemente relacionada às alterações não planejadas de uso e de ocupação do solo (Valle Júnior, 2008). A bacia hidrográfica é considerada unidade básica de gestão ambiental e de proteção aos recursos naturais (Pissarra et al., 2004). A análise dos parâmetros morfométricos é um importante instrumento para a avaliação das bacias hidrográficas.

O aumento da demanda por alimento e por energia intensifica a pressão sobre a ocupação dos solos pelos sistemas agropecuários. São poucos os países que possuem e/ou estabelecem critérios para a ocupação e o manejo da água e dos solos sobre os sistemas agrícolas. A falta de política e de legislação gera impactos irreversíveis neste meio ambiente. Sobre a óptica do "princípio do poluidor-pagador" (PPP), definido desde 1972 pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento

Econômico (OCDE), “[...] o poluidor deve suportar os custos do desenvolvimento das medidas mencionadas pelas autoridades públicas, para assegurar que o ambiente esteja num estado aceitável [...]” (Aragão, 1997, p. 60). Desta forma, de acordo com Valera et al. (2017), o proprietário da terra, ao implantar qualquer sistema de produção agrícola, deve suportar os custos da conservação do solo, além de mitigar e de recuperar os impactos sobre o solo devido às práticas econômicas de exploração agropecuária.

Os estudos demonstram que o conhecimento sobre a capacidade de uso do solo é importante para a minimização dos impactos gerados pela ocupação dos solos. Com a difusão da classificação da capacidade de uso, muitas modificações e variações devem ser adicionadas (Hudson, 1971). A lógica está em empregar a cada superfície da terra o uso de acordo com sua capacidade de sustentação e a produtividade econômica, tendo em vista que os recursos naturais estejam a benefício do homem e preservados às futuras gerações (Lespch et al., 1991). Entre os fatores mais importantes para a conservação do solo estão a cobertura vegetal e o uso da terra, superando a influência da intensidade da chuva e o gradiente da inclinação, quando comparados aos fatores que mais influenciam na intensidade da erosão do solo (García-Ruiz, 2010; Kosmas et al., 1997; Thornes, 1990; Wainwright e Thornes, 2004).

Porém, a intensidade deste uso deve ser verificada, pois dependendo do sistema produtivo, o manejo agrícola exprime maior ou menor mobilização imposta ao solo, expondo-o a certo risco de erosão e/ou de perda da produtividade. Por exemplo, as culturas anuais impõem alta intensidade de uso, enquanto as vegetações naturais apresentam o mais baixo grau de intensidade de uso (Lespch et al., 1991). Ao longo dos anos, os solos vêm sofrendo danos relacionados aos desgastes e ao empobrecimento por meio de cultivos anuais, perenes e pastagem. A escolha da metodologia depende das interpretações e dos objetivos estabelecidos (drenagem, irrigação, conservação).

A declividade do terreno é uma variável da paisagem importante para a gestão e o planejamento territorial. O mapeamento territorial e sua posterior classificação geram dados para orientar a tomada de decisão sobre limites para parcelamento e uso do solo e demais aplicações destinadas ao planejamento urbano e ambiental. O

objetivo principal dos métodos de conservação do solo e da água está na seleção de medidas que reduzam e minimizem os processos de erosão, principalmente relacionadas a ocupações antrópicas, como é o caso da agricultura intensiva (Giboshi et al., 2006).

Já a declividade é definida para diversas aplicações adotadas no sistema brasileiro de classificação do solo, classificação de capacidade de uso do solo, ocupação das áreas de preservação permanente, áreas sujeitas à inundação, áreas com possibilidades de mecanização da agricultura, além de definir os limites para parcelamento e para uso do solo (Santos et al., 2017).

A declividade consiste na inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal. Assim, este desnível topográfico é mostrado entre dois pontos junto a distância horizontal (Granell-Pérez, 2004; IBGE, 1999). Devido à associação da declividade com processos de transporte gravitacional das partículas de solo, ela corresponde de forma direta aos processos de escoamento superficial e aos processos de erosão. Pesquisas relacionadas à conservação do solo buscam definir as classes de utilização da terra e, desta forma, avaliar a capacidade e a aplicação de práticas de conservação, sendo possível, assim, a utilização dos solos de forma intensiva e permanente sem analisar o impacto da degradação (Giboshi et al., 2006).

Portanto, a capacidade de uso está diretamente relacionada com as possibilidades e as limitações, a adaptabilidade para os diversos fins que o solo possui, e mantém-se sem que exista o depauperamento pelos fatores de desgaste e empobrecimento (Lespich et al., 1991). Neste contexto, foram desenvolvidos vários modelos de construção para o processo de alocação do uso da terra (Koontz, 2005; Feick e Hall, 2001; Zhanga et al., 2012). Com o advento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e a admissão de modelos integradores, houve aumento no monitoramento das mudanças da cobertura do solo em conjunto com seus drivers naturais, sociais, políticos e econômicos (Bottero et al., 2013; Pinto, 2010; Veldkamp e Lambin, 2001).

Todos estes modelos estão sob a óptica da prevenção dos impactos e necessitam de um conhecimento científico específico sobre a vulnerabilidade de cada tipo de solo. É urgente a demanda de métricas para o aprimoramento das práticas agrícolas, podendo gerar menores impactos devido a manejos do solo mais

específicos (Rocha e Kurtz, 2001; Valle Júnior, 2008). O desenvolvimento de técnicas de identificação e a caracterização da variação dos solos e da conformação da paisagem auxiliam a tomada de decisão sobre os projetos mais simples e eficientes para tomada de decisão dos potenciais de uso da terra (Beek, 1998).

A maioria dos sistemas técnicos de classificação de terras devem ser continuamente revistos e atualizados, visto que a disponibilidade e o acesso aos dados vêm sendo melhorados (Osion, 1974). Com o advento e os avanços dos sensores remotos, o levantamento de variáveis físicas, utilizando os satélites e os drones, possibilitou o grande volume de informações de forma prática e eficiente (Longhitano, 2010; Lira et al., 2016). Os primeiros sistemas de classificação de terras em relação a sua capacidade de uso foram elaborados primordialmente para atender aos planejamentos de práticas de conservação do solo; contudo, levaram em conta outros fatores, tais como os impedimentos à mecanização agrícola, a produtividade dos solos e o risco de inundação (Lespach et al., 1991).

A capacidade de uso do solo, modelo RN, por unidade de bacias hidrográficas, é uma importante ferramenta de proteção ambiental, pois é capaz de identificar as bacias hidrográficas mais e menos vulneráveis às práticas agrícolas correspondentes, facilmente detectadas pelas ferramentas SIG (Valle Júnior, 2008; Pacheco et al., 2014).

Aliada a esta metodologia, está a teoria dos conflitos, na qual já estão documentados os impactos gerados pela ocupação acima de seu potencial. Entre os impactos, podemos citar a nitrificação das águas subterrâneas (Valle Júnior et al., 2015a), perda de solos (Pacheco et al., 2014), aumento das zonas de elevada vulnerabilidade natural dos solos (Valle Júnior et al., 2014), implicações nos processos naturais de intemperismo e nitrificação por fertilizantes nitrogenados (Valle Júnior et al., 2015a), impactos na qualidade da água e na distribuição da biota (macroinvertebrados) dos ecossistemas ribeirinhos (Valle Júnior et al., 2015b), acúmulo de nitratos na água de superfície (Pacheco e Sanches Fernandes, 2016) e perdas da fertilidade do solo, matéria orgânica e potássio (Valera et al., 2016).

A determinação da capacidade de uso da terra é uma importante ferramenta para o planejamento e uso, pois a partir da coleção lógica e sistemática de dados apresenta os resultados de forma diretamente aplicável (Lespach et al., 1991). Porém,

faz-se necessário que o gestor considere todos elementos que envolvem o planejamento das atividades a serem desenvolvidas, considerando as esferas econômicas, políticas e sociais.

Os conflitos ambientais por uso do solo é um processo antrópico que causa, todos os anos, grande perda de solo. No cenário sem conflito, as perdas de solo chegam a ser 54% a 86% menores comparadas aos usos diferentes de sua capacidade (Pacheco et al., 2014).

2.2 A Dissecação da paisagem

A evolução geomorfológica está relacionada à fragmentação das formas da paisagem, à taxa de formação do solo e aos estágios denudacionais (Thomas, 1994; Vasconcelos, 2016). O relevo é uma das componentes da litosfera e está diretamente relacionado com as rochas que o sustentam e com os solos que o recobrem (Ross e Moroz, 1996). No entanto, em nenhum desses estudos, há associação entre o número de resistência (parâmetro de alívio) e a curvatura do perfil (parâmetro de forma de relevo), e a capacidade da terra foi desenvolvida e aprimorada.

Em bacias heterogêneas, os níveis de dissecação da paisagem e os os compartimentos com baixas densidades de drenagens, são destinados à agricultura, podem ser representados por superfícies convexas em litologia resistente ao intemperismo ou por superfícies côncavas, enquanto a curvatura da superfície pode ser mais ou menos expressiva, dependendo se os principais agentes de intemperismo (temperatura, precipitação) exercem uma ação mais forte ou mais fraca. É geralmente aceito que uma superfície com perfil convexo é mais eficiente em termos de transferência de solo (erosão), porque a capacidade de transporte aumenta em declive. Em contraste, as superfícies côncavas são mais comumente associadas à deposição (acumulação de solo e matéria orgânica). Áreas côncavas também promovem o acúmulo de água no solo, enquanto o aumento da umidade pode fornecer um ambiente desfavorável para o crescimento das culturas (Oberski, 2016).

Independentemente dos prós e contras de cada perfil de superfície relativo ao uso para a agricultura, as diferenças são claras entre superfícies convexas e côncavas, e, portanto, a dissecação deve ser usada para refinar a classificação da

capacidade de uso do solo (modelo RN) baseada em bacias heterogêneas, por meio da definição das subclasses do modelo RN-dissecação. Todas as subclasses representarão solos capazes de sustentar a agricultura, mas devem ser distinguidos, por exemplo, no que diz respeito ao tipo de cultura e às técnicas de conservação a serem implementadas, e essas técnicas devem ser mais específicas nas subclasses mais dissecadas. O raciocínio usado para a classe de capacidade agrícola vale também para as outras classes, com adaptações adequadas.

Os relevos tropicais desenvolveram-se principalmente no início do Terciário com o aplainamento. O processo de formação passou dos etchplanos de paleoclima mais quente e úmido, e posterior denudação e dissecação, tornando a paisagem mais heterogênea e fragmentada (Vasconcelos, 2016).

A paisagem tropical exibe formas e depósitos que evoluíram ao longo de longos períodos. Os estudos mais importantes nestas áreas são os que envolvem a compreensão e a identificação dos processos naturais e antrópicos de intemperismo e dos materiais do manto intemperizado. Os processos e os produtos dos sistemas de desnudação tropical, quando intensificados, resultam nos processos de erosão. A natureza frágil de muitos dos materiais desta superfície deve ser considerada; visto que, abordada de forma evolutiva destes solos, pode afetar o desenvolvimento a longo prazo da paisagem (Thomas, 1994).

O Planalto Ocidental Paulista localizado na porção oeste do Estado de São Paulo, enquadra-se como sendo de clima subtropical úmido, compartilhando de uma formação geológica singular e de clima uniforme, característico de um planalto dissecado de regiões tropicais (Lepsch et al., 1977).

O processo de modelagem desse tipo de relevo apresenta dificuldade de processamento, pois, devido à forma plana, a modelagem deve estar contemplada na rotina de classificação com uso das curvaturas (Evans, 2012). Estes relevos suaves e contínuos típicos, comuns nos contextos savânicos e tropicais, apresentam dificuldade em sua modelagem, devido à continuidade do relevo e ao predomínio de formas aplainadas, sendo necessários critérios mais específicos além de abordagens inovadoras de classificação de formas de terreno tropicais (Vasconcelos, 2016).

Para classificar a forma do terreno sem rupturas bruscas no relevo, como é o caso do Planalto, é necessária a construção de uma assinatura geométrica (Pike,

1986). Com o advento dos sensores orbitais e o avanço dos computadores capacitados à modelagem de um grande volume de dados, esse padrão, anteriormente identificado, pode ser modelado com mais precisão e rapidez. O desafio da geomorfometria é utilizar o Modelo Digital de Elevação (MDE) na modelagem de relevos suaves de baixa amplitude (Vasconcelos, 2016).

O padrão da curvatura do terreno determina a forma do terreno, sendo consequência do processo natural de dissecação da paisagem. A partir da modelagem dos padrões das formas do terreno, são geradas as assinaturas geomorfométricas. A assinatura geomorfométrica utilizada neste estudo foi construída a partir da imagem da curvatura horizontal (côncava, convexa, retilínea), identificada a partir do modelo digital de elevação – SRTM, com resolução horizontal de 90 m e precisão vertical da ordem de 5 m. A organização das formas de terreno na paisagem refletiu os diferentes estágios de dissecação e de denudação (Vasconcelos, 2016). Os valores calculados da curvatura (C) do terreno representaram o processo natural de dissecação da paisagem em formas côncavas, convexas e retilíneas, sendo avaliada a curvatura destas formas, e é diretamente dependente da escala do Modelo Digital de Elevação utilizado.

Sabe-se também que a evolução geomorfológica está relacionada com a fragmentação das formas da paisagem, a taxa de formação do solo e os estágios denudacionais (Thomas, 1994; Vasconcelos, 2016). Desta forma, o processo de subdividir uma superfície contínua do terreno em distintas unidades de formas do terreno possibilita a representação dos objetos geomórficos. A forma da superfície, do solo, da vegetação, da hidrologia e do regime climático, cria padrões e auxilia para que cada parcela de terra seja utilizada de acordo com sua capacidade de sustentação.

O parâmetro de dissecação geológica tem sido utilizado em estudos que estabelecem relações entre os usos da terra, sua dinâmica e os padrões geomorfológicos, principalmente em um planalto dissecado de regiões tropicais, como o Planalto Ocidental Paulista (Lepsch et al., 1977). A compreensão da dinâmica da paisagem, a partir de medição de propriedades topográficas, possibilita compreender o nexu de causalidade.

Nas formas da paisagem (côncava e convexa), foram utilizadas pesquisas relacionadas ao mapeamento da suscetibilidade magnética, ao teor de argila e à saturação por bases (Teixeira et al., 2017; 2018). Os níveis de dissecação e os graus de curvatura podem indicar atributos pedoindicadores específicos influenciados pela compartimentalização da paisagem (Silva, 2016). As curvaturas, quando identificadas, podem ser utilizadas como compartimentos geomorfológicos, possuindo influência na caracterização do teor de argila, por exemplo (Teixeira et al., 2018). Os compartimentos geomorfológicos apresentam influência direta nos valores de SM (Sarmast et al., 2017), isso porque o transporte das partículas é influenciado pelas direções horizontais, via escoamento superficial (Matias et al., 2014) e vertical, por lessivagem (Hanesch e Scholger, 2005).

Em estudos realizados pelo grupo de Pesquisa CSME – Caracterização do solo para fins de manejo específico, na superfície do Planalto Ocidental Paulista, foi apresentada diferença na mineralogia do solo ao comparar as geologias principais de origem arenítica (Vale do Rio do Peixe) e basáltica (Serra Geral) com as formas da paisagem classificadas pelas intensidades de dissecação (suavemente dissecada, moderadamente dissecada e intensamente dissecada). Os atributos granulométricos, químicos e mineralógicos são influenciados pelos níveis de dissecação dos solos do Planalto Ocidental Paulista (Silva, 2016; Fernandes, 2017; Carmo, 2018). Os resultados encontrados podem auxiliar na compreensão da evolução da paisagem e do solo em outras bacias sedimentares.

Os atributos teor e largura à meia altura (LMA) da Hm (hematita) e Gt (Goethita) separaram os ambientes conforme o grau de dissecação da paisagem e o material de origem. A caulinita (Ct) é considerada um pedoindicador para solos de arenito, enquanto a hematita (Hm) e a goethita (Gt) são maiores para solos do basalto nos diferentes estágios de dissecação (Silva, 2016). Os maiores valores do mineral hematita foram encontrados nos solos do basalto, em ambientes suavemente dissecados (Silva, 2016), enquanto maiores valores de caulinita foram encontrados nos ambientes de origem arenítica de moderada dissecação. O mineral Gibisita (Gb) teve as maiores médias na geologia basáltica, sendo maiores no ambiente pouco dissecado. No ambiente arenítico pouco dissecado, foi verificado o pico da Gb, porém há o predomínio da Ct (Fernandes, 2017).

O estágio de dissecação do relevo está relacionado com os tipos litológicos, e isso se reflete na dinâmica do uso e da ocupação do solo. A relação entre os padrões geomorfológicos e o uso e a ocupação do solo já foram observados em distintos trabalhos (Asad et al., 2011; Balla et al., 2007; Li et al., 2013), inclusive no Planalto Ocidental Paulista (Lepsch et al., 1977).

A análise geomorfométrica das regiões e o confronto com os padrões de ocupação do uso do solo, a partir da ferramenta SIG, permitem avaliar uma ampla variedade de dados de atributos em conjunto com recursos espaciais, produzindo resultados efetivamente integrados para explicar a situação atual e a vulnerabilidade futura de bacias hidrográficas para erosão e degradação do solo (Asadi et al., 2002; Balla et al., 2007).

2.3 O solo e a suscetibilidade magnética

Os solos tropicais possuem maiores teores de Ferro total comparados aos solos de outras localidades, derivados da mesma rocha, porém formados em regimes climáticos mais frios ou mais secos. O acúmulo de ferro no solo ocorre devido à formação de óxidos e hidróxidos de ferro que apresentam baixa solubilidade no ambiente químico do solo. Os minerais, como a magnetita (Fe_3O_4) e a maghemita (Fe_2O_3), que possuem elevada suscetibilidade magnética, quando expostos a um campo magnético externo, podem ser importantes ferramentas na identificação dos processos pedogenéticos de formação de solos e de sedimentos (Cavalini et al., 2016). Devido à alta variabilidade dos solos nas zonas tropicais, a suscetibilidade magnética vem sendo pesquisada como sendo uma covariável importante relacionada a vários atributos do solo, principalmente os relacionados à mineralogia dos solos (Camargo et al., 2014; Torrent et al., 2007).

A falta de informações dos órgãos governamentais e estatais sobre os atributos do solo, em pequena escala, faz com que as empresas privadas busquem realizar o próprio levantamento e refinamento das quadrículas não mapeadas pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do solo feitos no ano de 1995. Além disso, o processamento dos dados de solo, em sua maioria, não leva em conta a

variabilidade espacial, o que gera um falso sentido de homogeneidade expressa nas legendas (Buol, 1990). Esse erro é repassado para os trabalhos que se utilizam destas informações, causando prejuízos no planejamento e na conservação do solo e da água.

Devido à alta variabilidade dos atributos do solo nas zonas tropicais, o mapeamento convencional torna-se inviável muitas das vezes, devido à necessidade de alto número de amostras por área e subsequente análise no laboratório (Camargo et al., 2014). A suscetibilidade magnética é uma característica dos minerais presentes nas rochas e no solo, e pode ser definida como a medida da facilidade com que um material se magnetiza em presença de um campo magnético (Verosub e Roberts, 1995). Tais minerais armazenam registros naturais de fatores e processos de formação de solo (Maher e Thompson, 1999), minerais magnéticos que podem ser considerados como micromarcadores de atributos do solo importantes, no estabelecimento de correlações com os atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo (Mathé et al., 2006).

Os resultados encontrados em estudos sugerem que a medição magnética dos solos é um método independente e confiável para avaliação de condições e processos pedoambientais (Dunlop e Ozdemir, 1997). A SM é reflexo dos fatores e dos processos que envolvem o processo de formação do solo, sendo diretamente relacionada à mineralogia do solo (Camargo et al., 2014; Sarmast et al., 2017). O aumento da utilização da SM está diretamente relacionado à simplicidade e ao baixo custo de sua determinação (Dearing, 1994) e à alta correlação de vários atributos físicos, químicos e mineralógicos do solo (Siqueira et al., 2010). A facilidade de medição da SM faz com que ela se torne adequada e viável para estudos que requerem um grande número de amostras (Dearing et al., 1996).

A SM foi utilizada no mapeamento de zonas de incerteza nas regiões de transição entre a forma da paisagem e a geologia, como alternativa viável para definição de unidades de mapeamento, sendo de menor custo e rapidez (Teixeira et al., 2018). Ela já foi considerada alternativa para auxiliar na estimativa de vários parâmetros como: teor de argila, matéria orgânica, saturação por bases, capacidade de adsorção de fósforo, teor de hematita de solos e a capacidade de troca de cátions (Siqueira, 2010).

Pesquisas baseadas na utilização da SM em áreas de 1 a 100.000 ha demonstram o potencial da técnica na identificação de áreas com diferentes potenciais de emissão de gases (Barrios et al., 2012; Leal et al., 2015), conservação do solo e da água (Santos et al., 2013; Barbosa, 2014), uso racional de fertilizantes (Camargo et al., 2015), descarte de resíduos e aproveitamento de água residuária (Peluco et al., 2013), planejamento amostral (Siqueira et al., 2015; Teixeira, 2015), modelos de pedogeomorfogênese (Vasconcelos et al., 2013) e potencial de produtividade de culturas agrícolas como cana-de-açúcar (Marques Jr. et al., 2014; Sanchez Neto, 2015), citros (Cortez et al., 2011) e café (Pollo, 2013).

A SM também responde aos impactos ambientais de pressões exercidas sobre o solo, como a perda de solo por erosão (Hanesch e Scholger, 2005; Ventura Jr. et al., 2001; Parsons et al., 2010), e utilizada na identificação de áreas com diferentes potenciais de erosão (Royall, 2001), na quantificação indireta do fator de erodibilidade (Santos et al., 2011; Barbosa, 2014), na avaliação da degradação (Sadiki et al., 2009) e na identificação do solo na exposição a queimada sob cultivo de cana-de-açúcar (Barrios et al., 2017).

A SM tem sido eficiente na compartimentalização da paisagem (identificação de áreas com diferentes padrões de variabilidade pedogenética) e tem servido como estratégia alternativa para o mapeamento dos atributos do solo (Siqueira et al., 2015) e para a identificação e o mapeamento de unidades de manejo (Matias et al., 2015). Outra aplicação bastante importante da SM no mapeamento é a delimitação das superfícies geomórficas, para a caracterização de áreas mais homogêneas (Matias et al., 2013).

O atual contexto nacional no campo agrícola e na ciência do solo vem demonstrando que este é o caminho, pois as técnicas padrão de mapeamentos de solo tradicionais são caras e demoradas. A SM e a relação solo-paisagem foram eficazes no delineamento de unidades de mapeamento detalhado (Siqueira, 2013).

A SM sofre influência de vários fatores, além do material de origem, como: (i) a presença de íons de ferro no material que sofreu o intemperismo e originou as rochas deposicionais; (ii) o manejo da queima da cana-de-açúcar durante os ciclos anteriores da safra, favorecendo a formação de magnetita e maghemita, aumentando o potencial magnético (Schwertmann, 1985); (iii) e o arrastamento de partículas da fração argila

e de areia muito fina das partes mais altas do relevo, onde os solos basálticos (SG) promovem a redistribuição do conteúdo de maghemita e magnetita do solo (Jong et al., 1998; Matias et al., 2014).

Devido ao conjunto de fatores relacionados às propriedades magnéticas do solo, para a definição correta da interpretação das propriedades magnéticas em escala local (perfil do solo ou sítios do solo desenvolvidos em um tipo de rocha - mãe), vários fatores que influenciam nos sinais magnéticos devem ser considerados, como parâmetros naturais (geo-pedogênicos) e antropogênicos (uso atual e antigo da terra, distância das fontes locais de poluição, nível histórico de deposição, etc.) (Szuszkiewicz, et al., 2016).

Em solos desenvolvidos de rocha sedimentar, como os do Planalto Ocidental Paulista, os valores magnéticos estão associados à maior presença de minerais pedogênicos, como a maghemita e a ferridrita ferrimagnética (Dearing, 1994; Xia et al., 2007; Michel et al., 2010; Torrent et al., 2010). A atração magnética, anteriormente, foi utilizada como ferramenta auxiliar de campo nos primeiros levantamentos de solos do Estado de São Paulo, na década de 1960, para distinguir solos originados de rochas máficas de outros materiais de origem (Curi, 1983; Santana, 1984; Resende et al., 1988). Com os avanços dos sensores e de técnicas alternativas na avaliação da interação magnética (Carneiro et al., 2003; Preetz et al., 2008; Siqueira et al., 2010), o uso da SM na caracterização quantitativa da variabilidade de campo ganha novas expectativas (Marques Júnior. et al., 2014; Martins Filho et al., 2015). Os dados magnéticos são utilizados rotineiramente como ferramenta no detalhamento do mapa geológico (Portela Filho e Ferreira, 2003; Ruy et al., 2006) e no desenvolvimento de assinaturas geomagnéticas para estudos detalhados sobre os solos da China (Xia et al., 2007). A vantagem consiste na utilização das informações geofísicas, como a suscetibilidade magnética, para relacionar o potencial e para descrever processos de formação do solo (Xia et al., 2007; Michel et al., 2010; Torrent et al., 2010).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Bacia do Hidrográfica do Rio Tietê (área de 72.524,3 km²) está localizada inteiramente dentro do território do Estado de São Paulo (área de 248.219,627 km²), Brasil (Figura 1). A área pertence à região Hidrográfica da Bacia do Paraná, de acordo com a Divisão Hidrográfica Nacional. A água do córrego corre na direção leste-oeste, desde a nascente do rio no município de Salesópolis, na Serra do Mar, a 22 km da costa do Atlântico, até à foz do rio, no Rio Paraná.

O curso principal do Rio Tietê apresenta 942.245,0 km, sendo que a área estudada contempla uma extensão de 458.312,0 km. A área está localizada entre as latitudes sul de - 20° 30'49,78" e - 22° 47'12,42" e as longitudes oeste de - 51°36'11,35 'e - 47°53'7,48", Datum SIRGAS 2000. Este setor teve importância histórica na assistência à colonização e ao desenvolvimento econômico do Estado de São Paulo, bem como de importância ambiental devido ao grave problema de poluição de suas águas (Brannstrom e Oliveira, 2000).

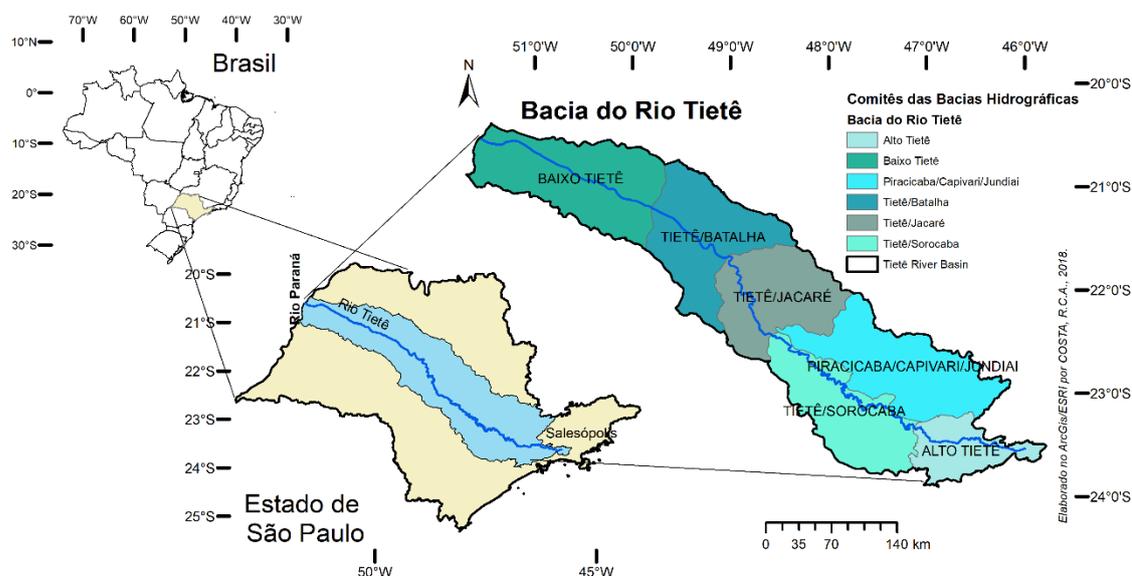


Figura 1. Posição geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê - BHRT, São Paulo, Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor e extraído do banco de dados DataGEO, SMA/CPLA (2014).

A Bacia do Rio Tietê incorpora seis regiões econômicas (Figura 1). No Comitê do Baixo Tietê, a produção de cana-de-açúcar e a pecuária são predominantes, enquanto na parte central (comitês Tietê / Batalha e Tietê / Jacaré) predominam a pecuária e a silvicultura. Além da agricultura, a terra é ocupada por remanescentes de vegetação nativa, representados principalmente por manchas de cerrado nas bacias a jusante e remanescentes da Mata Atlântica ao longo das bacias a montante.

A seleção dos compartimentos hidrológicos, alvo da análise da capacidade de uso do solo, foi realizada sobre a região hidrográfica com mais representatividade do Planalto Ocidental Paulista – POP. O POP apresenta uma área de 134.203,0 km², cobrindo 54 % do Estado de São Paulo. É uma unidade morfoescutural que apresenta uma topografia bastante regular, drenado por rios localizados à margem esquerda do Rio Paraná. As redes de drenagem do POP sulcaram profundamente com seus vales, dividindo-os em numerosos compartimentos alongados no sentido sudeste-noroeste, sendo estas conformações denominadas espigões. O POP é uma área que compreende uma diversidade de tipos litológicos, paisagens e padrões magnéticos, está sujeito ao processo de erosão natural acelerada, intensificado pela ocupação descontrolada da terra (Guedes, 2014; Kumar e Gâmbôa, 1977), que coloca a região em uma condição de substancial fragilidade do terreno. O POP apresenta uma relação solo-paisagem específica em uma superfície geomórfica única (Lepsch et al., 1977). As principais bacias hidrográficas são dos rios: Tietê, Paranapanema, Grande, Rio Mogi-Guaçu, Paraná, Turvo, do Peixe, Aguapeí, Paraíba e Piracicaba.

A unidade selecionada para a modelagem e validação da metodologia de capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas foi a Bacia Hidrográfica do Rio Tietê localizadas sobre a região do Planalto Ocidental Paulista (BHRT/POP). A área de estudo contempla 51,3% da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, totalizando uma área com 37.180,9 km², possui 97 sub-bacias tributárias, dos Comitês do Tietê / Jacaré, Tietê / Batalha e Baixo Tietê (Figura 2).

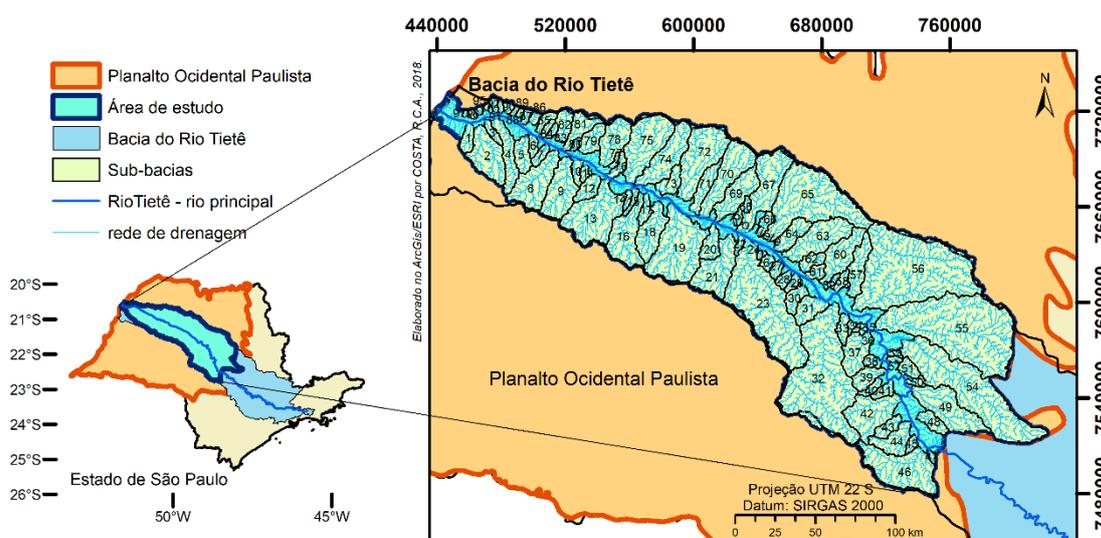


Figura 2. Posição geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê sobre a região do Planalto Ocidental Paulista (BHRT/POP). Fonte: Elaborado pelo autor.

O clima tropical predomina na região, conforme a classificação de Thornthwaite (1948). As regiões norte e noroeste apresentam uma estação seca de inverno (C2rA'a'), enquanto, na região sul, o clima temperado úmido prevalece, com verão quente (B4rB'4a). Nas regiões leste e sudeste, o clima é temperado, com inverno seco e verão quente (B2rB'3a) (Rolim et al., 2007). A área naturalmente era ocupada pela vegetação de Mata Atlântica na região oeste, e nas regiões leste e sudoeste havia predomínio do Cerrado.

3.2 Banco de dados utilizado

A modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas baseou-se em tabulações cruzadas espaciais e comparações subsequentes com a suscetibilidade magnética e conflito de uso do solo. Para executar estas análises, um banco de dados composto por elementos geográficos (banco de dados SIG) teve de ser organizado e processado em um software adequado. As fontes de literatura das quais os elementos do banco de dados foram baixados, a lógica de usar esses elementos para o reconhecimento da capacidade do uso do solo em bacias

hidrográficas, a identificação dos valores de suscetibilidade magnética e uma menção URL (Uniform Resource Locator) estão resumidos na Tabela 1.

Tabela 1. Resumo do banco de dados utilizado para a construção dos mapas da BHRT/POP.

Base de dados	Utilização	Informações adicionais do <i>shapefile e raster</i>	Instituição e URL da plataforma da internet
Regiões Hidrográficas - SMA	Utilizada para a definição da bacia hidrográfica principal, objeto do estudo.	Sete bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, definidas e delimitadas no Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004-2007. Escala: 1: 1000000	DataGEO Sistema Ambiental Paulista http://datageo.ambiente.sp.gov.br/serviceTranslator/rest/getXml/Geoserver_Publico/RegioesHidrograficas/1435155783166/wms
Modelo Digital de Elevação	Utilizado para a geração da declividade, da drenagem das sub-bacias.	Resolução espacial: 30 x 30 m.	INPE – TOPODATA. Banco de Dados Geomorfológicos do Brasil. http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/ .
Geologia	Mapa Geológico do Estado de São Paulo, identificação das formações Serra Geral e Vale do Rio do Peixe (CPRM, 2006).	Escala: 1:750.000	http://geosgb.cprm.gov.br/
Mapa de Solos	Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado – Rossi (2017).	Escala: 1:750.000	Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal http://iflorestal.sp.gov.br/2017/09/26/mapa-pedologico-do-estado-de-sao-paulo-revisado-e-ampliado/
Dissecação da Paisagem	Mapa modelado a partir do modelo digital de elevação e formas do terreno. Distribuição espacial dos dados	Planalto Paulista Ocidental	Banco de dados do grupo CSME
Suscetibilidade magnética	de suscetibilidade magnética utilizando krigagem – geoestatística. Unidades Homogêneas de	Planalto Paulista Ocidental	Banco de dados do grupo CSME
Uso Atual	Uso e Cobertura da Terra 2014 - CPLA/IG.	Ano referencia: 2014	IG - Instituto Geológico http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/UHCT_112015_v2.zip

O banco de dados do SIG era operado pelo software ArcGIS 10.1 (Esri, 2013). Todo o banco de dados foi submetido a processos de padronização e georreferenciamento no sistema Datum SIRGAS 2000, projeção UTM Fuso 22 S.

Os dados do modelo digital de elevação utilizados na determinação das variáveis derivadas da dissecação da paisagem, relevo e hidrologia foram baseados nos modelos USGS (*United States Geological Survey*), 3" resolução de imagem raster (cerca de 90 m), foram processados para a resolução (a partir de 3" a 1", ou 30 m), pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisa Espacial) dentro do âmbito do Projeto TOPODATA – geomorfométricas, Base de dados do Brasil (Brasil, 2008).

O mapa geológico baseou-se na cartografia dos Serviços Geológicos do Brasil, elaborado na escala 1: 750.000 (CPRM, 2006). O mapa geológico apresentado para análise foi produzido pelo programa geologia do Brasil junto ao CPRM, e nele o conjunto de autores (Marconato et al., 2006) descreve as unidades litoestratigráficas aflorantes no Estado de São Paulo, para a escala 1:750.000.

Os parâmetros mineralógicos dos solos foram obtidos pelo mapa de suscetibilidade magnética (SM) modelado a partir dos dados de campo coletados pelos pesquisadores do grupo CSME (Caracterização de Solos para Fins Específicos de Manejo). A modelagem contou com 300 amostras de solo coletadas no Planalto Ocidental do Estado de São Paulo, após a modelagem dos semivariogramas no software GS + (Robertson, 1998), o mapa foi exportado para no formato (.grd) para posterior análise da região do BHRT/POP.

O algoritmo da declividade utilizado para extrair a declividade de uma imagem matricial no SIG utilizou os valores de altitude de cada pixel do MDE (Figura 3). O cálculo da declividade no SIG foi realizado com base nos valores altimétricos dos pixels adjacentes, perfazendo o total de 8 pixels (Dunn e Hickey, 1998). A inclinação da declividade é emitida como valores percentuais. Os valores variam de 0 a essencialmente infinito. Uma superfície plana é de 0 % e uma superfície de 45 graus é de 100 %. Assim, à medida que a superfície se torna mais vertical, o aumento percentual torna-se cada vez maior (Santos et al., 2017).

A dissecação da paisagem foi avaliada pelo método de classificação de formas de terreno. As assinaturas geomorfométricas foram determinadas pelo conjunto de curvaturas de Wood (Wood, 1996): longitudinal, transversal, mínima e máxima, e

classificadas pelo método de Vasconcelos (2016), adaptado de Vasconcelos et al. (2012). O cálculo das curvaturas foi baseado na imagem orbital do Modelo Digital de Elevação (MDE) da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução espacial de 3 arcsec (cerca de 90 m) e precisão horizontal e vertical de 15 m, usando um ambiente para visualização de imagens “*Environment for Visualizing Images*” (ENVI). Para a interpretação dos mapas das formas de terreno, o terreno foi descrito como um conjunto de superfícies côncavas, convexas e retilíneas, e as macrorregiões que representam estágios idênticos da evolução da paisagem foram sistematizadas. O processo de sistematização compreendeu a aplicação do processamento digital sequencial da “Minimum Noise Fraction” para reconhecer e selecionar as assinaturas geomorfométricas (Boardman e Kruse, 1994). O modelo de dissecação da paisagem do Planalto Ocidental Paulista permite distinguir as macrorregiões porque os três níveis de dissecação identificados (suavemente dissecados, moderadamente dissecados e intensamente dissecado) estão intimamente relacionados aos estágios de evolução da paisagem, conforme descrições feitas por Silva (2016).

O mapa de uso da terra foi obtido de um projeto da Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo, realizado pelo Instituto Geológico (IG) e pela Coordenação de Planejamento Ambiental (CPLA) (CPLA / IG, 2014), com base no processamento de uma imagem Rapideye, ano 2010, com resolução espacial de 5m

3.3 Indicadores avaliados - geotecnologias

3.3.1 Caracterização da área de estudo

A BHRT/POP está localizada entre as altitudes de 258 m e 1.011 m (Figura 3), e o relevo predominante é uniforme e homogêneo, e segue o mesmo padrão encontrado pela extensão da unidade morfoescultural do planalto.

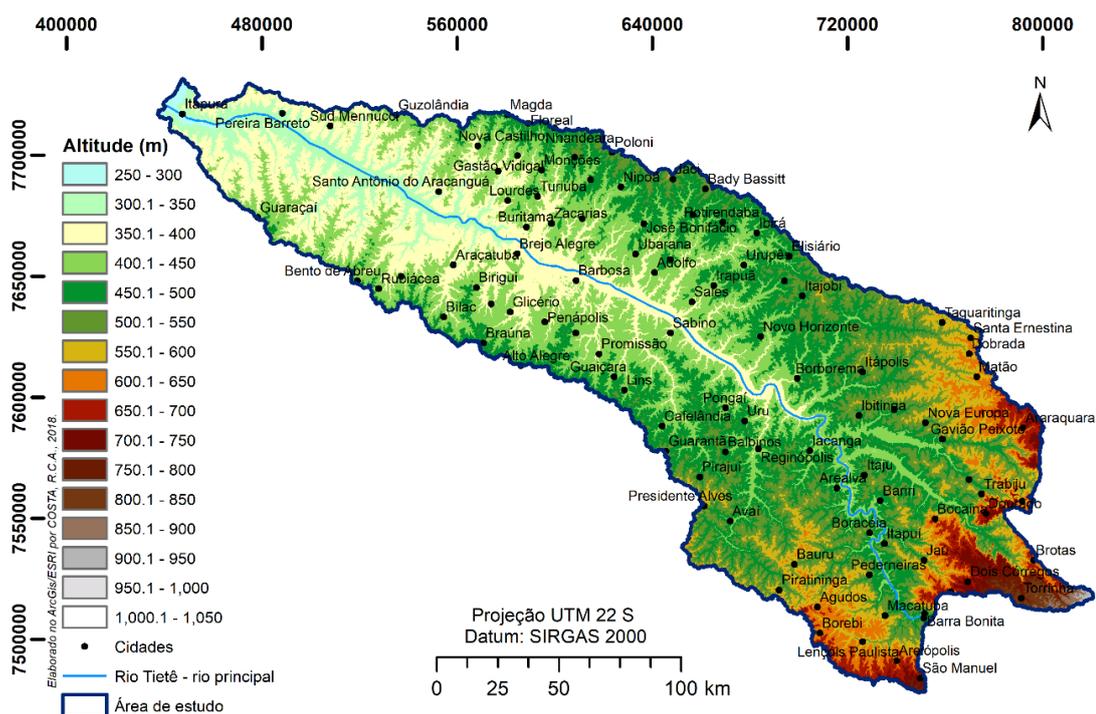


Figura 3. Mapa hipsométrico da BHRT/POP e sedes municipais. Fonte: Elaborado pelo autor, processado do modelo digital elevação – Topodata - INPE (Brasil, 2008).

O relevo médio representativo por sub-bacia hidrográfica também confirma a homogeneidade da BHRT/POP. Nas regiões foi encontrada a mínima de 3,3 % (relevo plano) e a máxima de 7,8% (relevo suave ondulado) (Tabela 2).

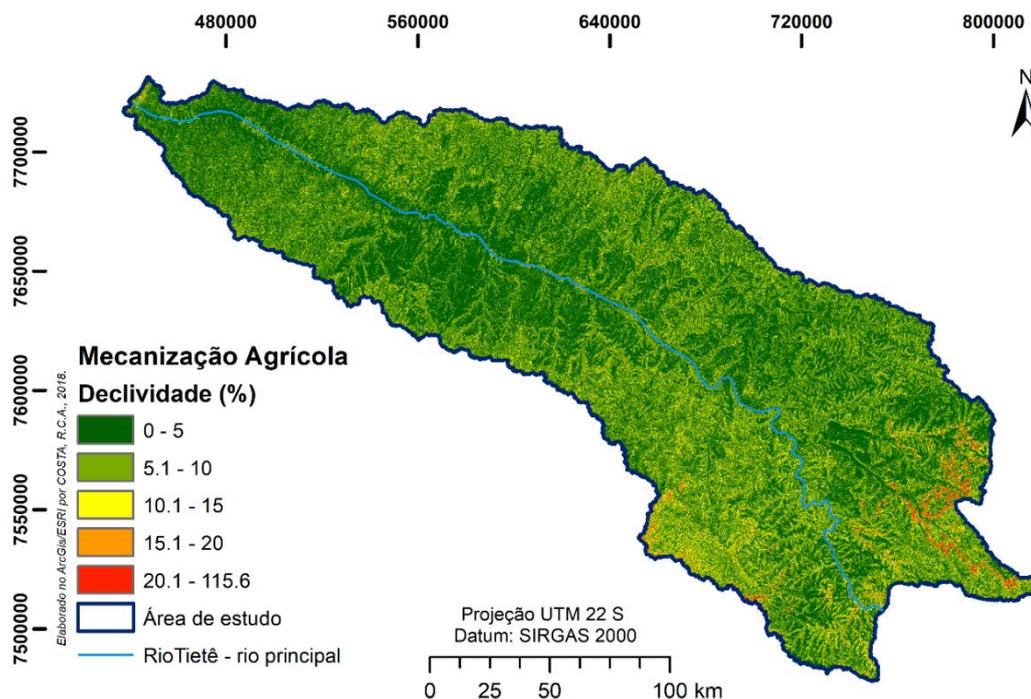


Figura 4. Classificação da declividade (*Slope*) da BHRT/POP.

Fonte: Extraído do Modelo Digital Elevação, Topodata - INPE (Brasil, 2008)

O relevo é caracterizado por um planalto de paisagem ondulada, onde as encostas raramente excedem 20%, mas existem colinas isoladas, onde o gradiente de declive é maior que 20% (Figura 4, Tabela 2).

Tabela 2. Classe de declividade e relevo da área de estudo, BHRT/POP.

Classe de Declividades (%)	Descrição do Relevo	Área de Estudo	
		Área (km ²)	Área (%)
0 - 3	Plano	8284,9	22,3
3 - 8	Suavemente ondulado	21094,4	56,7
8 - 20	Ondulado	7539,3	20,3
20 - 45	Fortemente ondulado	239,7	0,64
45 - 75	Montanhoso	21,2	0,06
> 75	Fortemente montanhoso	0,32	0,0008

Fonte: Embrapa (1979)

Na análise comparativa entre as classes de relevo da BHRT/POP (Figura 4) com a do Planalto, podemos observar pouca divergência na representatividade de cada classe. A BHRT/POP apresenta relevo suavemente ondulado em sua maior extensão (56,7%). Ambas as regiões concentram suas áreas sobre as primeiras três classes de relevo, enquanto o relevo do Planalto se concentra mais nas categorias plano e ondulado, e a BHRT/POP apresenta sua área sobre o relevo suavemente ondulado.

Na BHRT/POP, a formação Vale do Rio do Peixe ocupa também mais da metade do território (20423,9 km², 58%) e, em segundo lugar, está a formação Serra Geral (4130,51 km², 11,7 %) (Figura 5, Tabela 3). Mesmo com algumas diferenças, devido à extensão da Bacia sobre o Planalto, e sua própria extensão em área, pode-se considerar como representativa para a proposta do estudo.

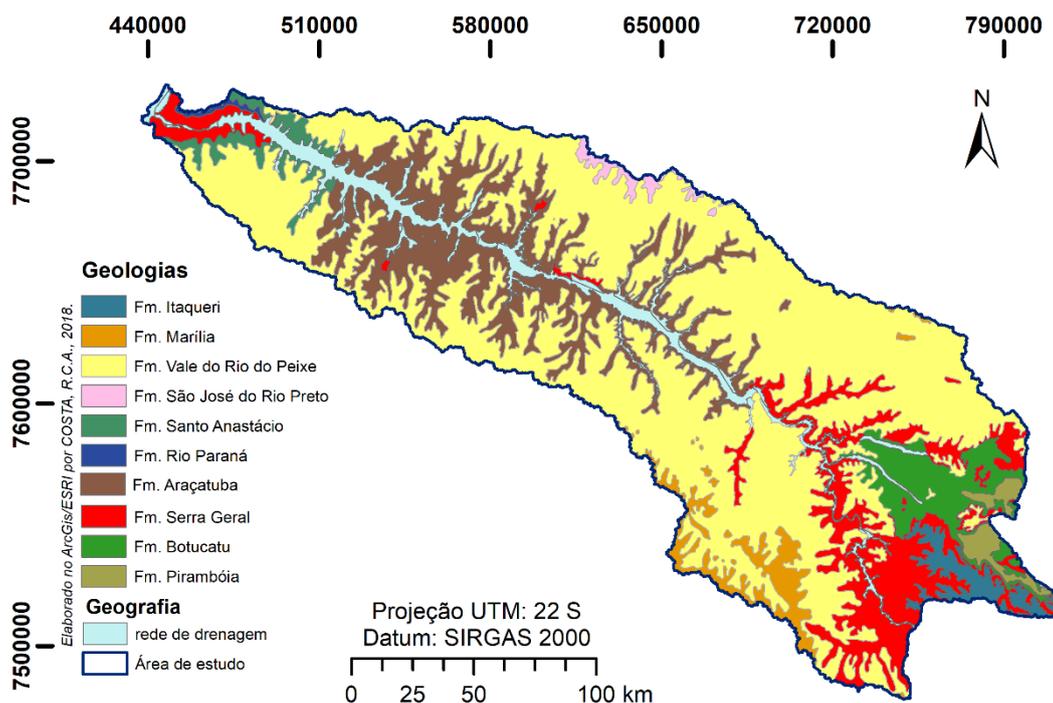


Figura 5. Mapa da Formação Geológica na área de estudo, BHRT/POP.
 Fonte: Extraído do Mapa Geológico do Estado de São Paulo, Escala: 1:750.000 (CPRM, 2006) com classificação estratigráfica de Marconato et al., (2006).

Tabela 3. Distribuição da formação geológica na área de estudo, BHRT/POP.

Formação Geológica	Área (km ²)	Área (%)
Vale do Rio do Peixe	20423,9	58,0
Araçatuba	5774,3	16,4
Serra Geral	4130,8	11,7
Botucatu	1555,6	4,4
Marília	1117,9	3,2
Itaqueri	668,0	1,9
Santo Anastácio	640,0	1,8
Pirambóia	421,3	1,2
São José do Rio Preto	291,4	0,8
Depósitos aluvionares	125,9	0,4
Rio Paraná	69,6	0,2
Depósitos Colúvio-Eluvionares	4,7	0,0

O BHRT/POP encontra-se transcorrendo entre rochas do Grupo São Bento (Formação Pirambóia, Botucatu e Serra Geral), Grupo Caiuá (com a presença do Geossolo Santo Anastácio em sua foz) e Grupo Bauru (Fm. Araçatuba, Adamantina e Marília). Por fim, na porção extrema da cabeceira deste rio, dentro da área de estudo, é possível identificar rochas da Formação Itaqueri, além dos depósitos aluvionares e colúvio-eluvionares que percorrem grande parte da drenagem (Guedes, 2014).

A classificação dos solos na BHRT/POP identificou oito ordens de solos, sendo as classes mais representativas o Argissolo (17179,80 km²,46,22%) e o Latossolo (15463,50km², 41,60 %) (Figura 6, Tabela 4).

No Argissolo, o processo de formação gera movimento do horizonte A + E, este solo é caracterizado pelo processo de abaixamento, movendo a argila do horizonte da superfície para o horizonte da subsuperfície. Já os latossolos são solos minerais homogêneos, com pouca diferenciação entre os horizontes ou camadas, de cor quase homogênea na profundidade, e o horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A (EMBRAPA, 2013).

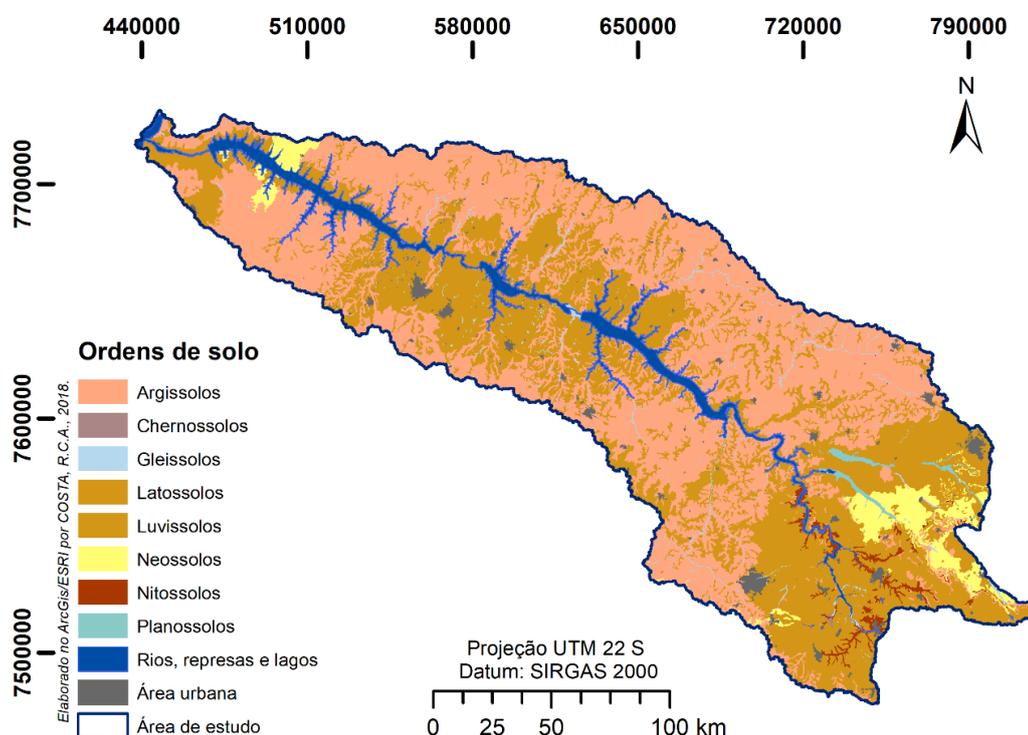


Figura 6. Mapa das classes de Solos da área de estudo, BHRT/POP.

Fonte: Extraído da Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Escala: 1: 750.000 (Rossi, 2017)

Tabela 4. Classificação dos solos na área de estudo, BHRT/POP.

Ordens de solos	Área (km ²)	Área (%)
Argissolos	17179,80	46,22
Chernossolos	7,73	0,02
Gleissolos	397,70	1,07
Latosolos	15463,50	41,60
Luvissolos	7,09	0,02
Neossolos	1353,14	3,64
Nitossolos	355,88	0,96
Planossolos	158,07	0,43
Rios, represas e lagoas	1653,84	4,45
Área Urbana	595,12	1,60

Tanto sobre a abordagem linear ou adimensional, os parâmetros morfométricos que serão avaliados possibilitam a compreensão e buscam informações relevantes sobre a relação solo-superfície, comportamento hidrológico e litológico (Pissarra et al., 2004). Este fato deve-se à variabilidade existente entre os processos erosivos naturais que ocorreram por longos períodos sobre as diferentes estruturas e litologias variadas.

O mapa da dissecação da paisagem apresentado abaixo (Figura 7, Tabela 5) é um recorte do mapa do Planalto Ocidental Paulista (Silva, 2016). A análise do mapa de dissecação da paisagem também apresentou similaridade com comparação nas regiões intensamente dissecadas (POP - 16%, 21.629 km²) e (BHRT/POP 21%), dissecadas (POP - 69%, 92.209 km²) e (BHRT/POP - 68%) e suavemente dissecadas (POP - 15%, 20.365.1 km²) e (BHRT/POP - 11%).

Tabela 5. Distribuição da dissecação da paisagem na BHRT/POP.

Dissecação da paisagem	Área (km ²)	Área (%)
Intensamente dissecado	7919,6	21,3
Moderadamente dissecado	25316,7	68,0
Suavemente dissecado	3944,6	10,6

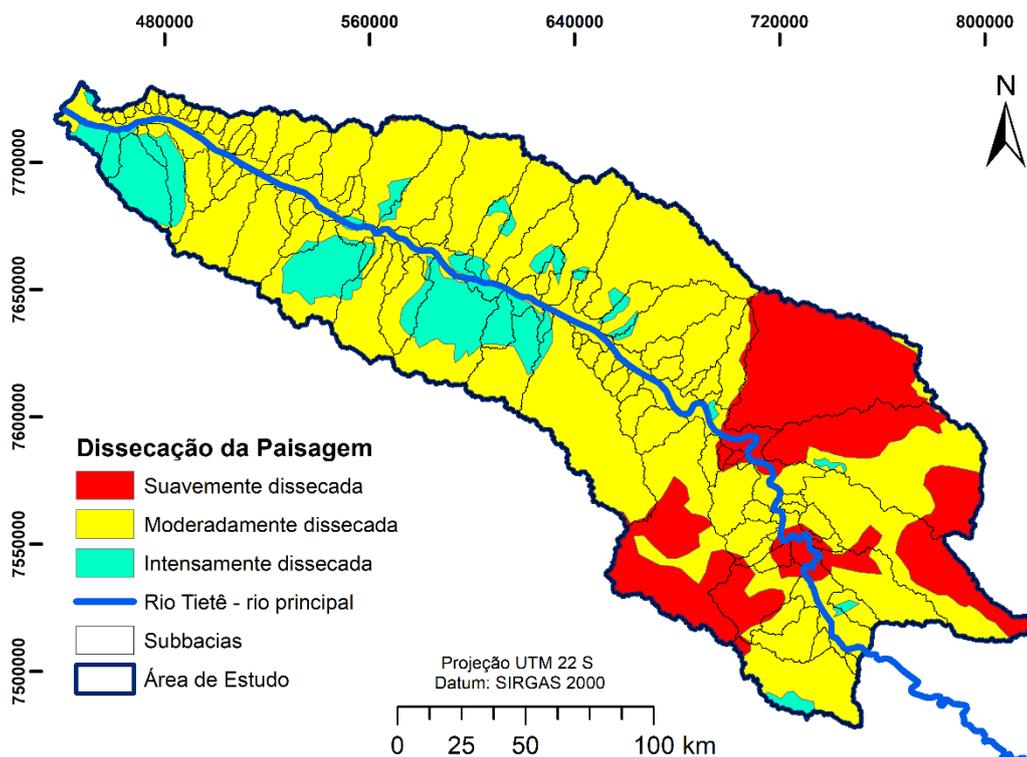


Figura 7. Distribuição espacial da dissecação da paisagem na área de estudo, BHRT/POP. Fonte: Adaptado de Mapa de dissecação do Planalto Ocidental Paulista, disponível em Silva (2016)

Ambas as regiões apresentam o predomínio da classe dissecada, já o valor percentual da classe intensamente dissecada na BHRT/POP é maior, podendo contribuir para a vulnerabilidade natural à erosão. A distribuição das classes de dissecação para a área do BHRT/POP configura-se padrão semelhante ao POP, o que possibilita ampliar a metodologia que será aqui empregada para toda a unidade morfoescultural do planalto.

O uso atual do solo na BHRT/POP está distribuído em áreas agrícolas (39,29%) e mosaico de vegetação campestre, com áreas agrícolas e mosaico de agropecuária com remanescentes florestais (43,53%) (Figura 8, Tabela 6). As zonas preservadas da vegetação florestal com áreas agrícolas e a silvicultura ocupam apenas 6,22% do território.

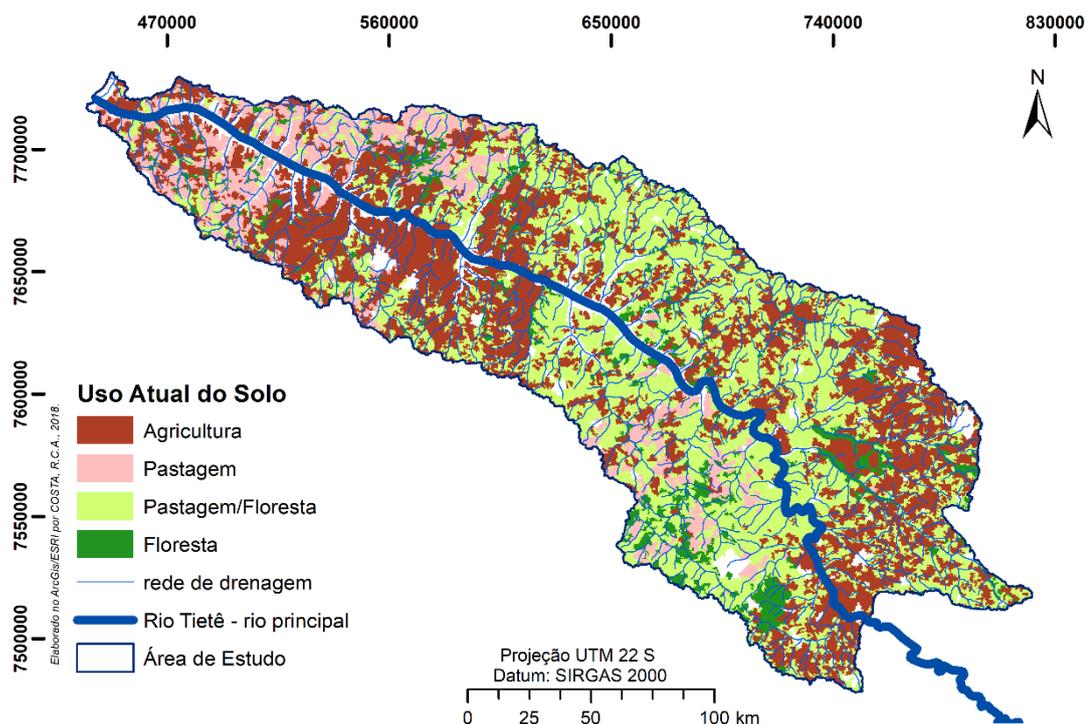


Figura 8. Uso Atual do Solo da área de estudo, BHRT/POP.

Fonte: Extraído das Unidades Homogêneas de Uso e Cobertura da Terra - CPLA/IG (2014).

Tabela 6. Descrição, código da classificação (Código A), área e percentual de ocupação de cada uso e ocupação do solo atual na BHRT/POP.

Uso Atual	Área (km ²)	Área (%)
Área Agrícola	13384,9	39,29
Pastagem Plantada/Pastagem Natural	3736,39	10,97
Mosaico de vegetação campestre com áreas agrícolas/ Mosaico de agropecuária com remanescentes florestais	14829,2	43,53
Mosaico de vegetação florestal com áreas agrícolas/Silvicultura	2118,17	6,22

A degradação da terra afeta atualmente 25% dos solos do planeta e 40% das terras agrícolas, alcançando a neutralidade da terra até 2030, e a implementação de práticas de manejo sustentável é urgente para reverter a situação (Pacheco et al., 2018).

3.3.2 Capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas

Juntamente com o programa convencional de computador de planilha, as ferramentas computacionais usadas no presente estudo foram o ArcMap, versão 10.1 (Esri, 2013), para o uso geral de mapas de produção e o uso específico de interpolação de valores discretos. Combina com um conjunto de ferramentas de modelagem de terreno (ArcHydro; Esri, 2011) para manipular o MDE para a hierarquização da rede de drenagem de córregos e sub-bacias associadas, com cálculo subsequente de parâmetros morfométricos e geográficos das bacias hidrográficas, e finalmente para o cálculo da densidade de drenagem e declividade média.

Após a geração de todas as bacias hidrológicas possíveis para cada segmento ou conjunto de segmentos, foram selecionadas as principais sub-bacias afluentes no Rio Tietê, sendo delimitadas um total de 97 regiões em ambas as vertentes.

Os parâmetros morfométricos dimensionais utilizados para a modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas foram: área (A) em km², perímetro (P) em km, comprimento da rede de drenagem (Cr) em km, declividade média (D) em %. Os parâmetros morfométricos derivados foram: densidade de drenagem (Dd) em km/km² e coeficiente de rugosidade (RN) com unidade adimensional.

Todos os afluentes do canal principal foram processados considerando características de fluxo a fluxo. Tendo delineado a rede de drenagem dentro da sub-bacia, o valor de Cr (km) foi estimado como a soma dos principais comprimentos de canais e tributários, usando-se a ferramenta Field Calculator do ArcMap, versão 10.1 (Esri, 2013). O perímetro de cada sub-bacia também foi delineado, usando-se o software ArcHydro. Após esta etapa, a sub-bacia A área (A – km²) foi calculada, usando-se a ferramenta Field Calculator.

A Densidade de drenagem (Dd) explica o padrão do comportamento hidrológico e litológico de cada unidade de solo. Esse padrão de esculturação das redes de drenagem na bacia hidrográfica é gerado naturalmente devido às diferenças entre os padrões de infiltração e de escoamento superficial (Horton, 1945), conforme Equação 1.

Eq. (1):

$$Dd = \frac{Cr}{A}$$

Em que:

Cr: comprimento da rede de drenagem em km, e A: área em km²

Os valores elevados da densidade de drenagem indicam que a região possui um padrão com pouca infiltração, precipitação elevada e melhor esculturação dos canais (Horton, 1945). Conforme a região estudada, a densidade de drenagem pode ser enquadrada em quatro classes (menor que 0,5 km/km² é considerada baixa; de 0,5 a 2,00 - média; de 2,01 a 3,5 - alta; maior que 3,5 - muito alta) (Beltrame, 1994).

O coeficiente de Rugosidade - *Ruggedness number* (RN): o parâmetro morfométrico é um número adimensional, expressa as características geométricas de um sistema de drenagem como produto do alívio máximo da bacia e densidade de drenagem dentro da drenagem da bacia. É calculado pela combinação entre o fator relevo da bacia hidrográfica, a declividade média em porcentagem, e o padrão hidrológico, a densidade de drenagem (Equação 2).

Eq. (2):

$$RN = Dd \times D$$

Em que: Dd: densidade de drenagem em km/km², e D: declividade média da sub-bacia.

A variação do valor do parâmetro RN entre as sub-bacias hidrográficas, segundo Rocha e Kurtz (2001), descreve a vulnerabilidade do solo em sustentar um uso do solo (modelo RN). As sub-bacias com RNs baixos descrevem sub-bacias com pouco risco de erosão, e comportam usos agrícolas, enquanto sub-bacias com RNs altos, o alto risco de erosão natural do solo indica a proteção ambiental dos usos ocupados por florestas. As classes intermediárias são completadas com os usos de pastagem e do consórcio pastagem e floresta. A partir da amplitude de variação das sub-bacias afluentes da bacia hidrográfica avaliada, são determinadas as 4 classes de capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas: agricultura, pastagem, pastagem/floresta e floresta, seguindo as abordagens iniciais de Rocha e Kurtz

(2001); Valle Júnior (2008). Dependendo da distribuição do modelo RN da área, é selecionado o classificador utilizado: classes equidistantes, natural breaks- Jenks.

O modelo de capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas apresentadas definiu a amplitude de cada classe, de cada uma das quatro classes, pelo método “*Natural Breaks (Jenks)*”, utilizando o classificador do ArcGIS 10.1. Esse método possibilita a otimização para minimizar o desvio médio de cada classe da média da classe, sendo utilizado para classificar os dados univariados. Os intervalos naturais de cada classe são baseados em agrupamentos naturais inerentes aos dados, nos quais as quebras representam os melhores valores semelhantes que se agrupam e que maximizam as diferenças entre as classes. Os valores do Código N são descritos na Tabela 7.

Tabela 7. Códigos de classificação da capacidade de terra – modelo RN (Código N) e uso atual do solo (Código A).

Classes de capacidade de uso do solo	Código (N)/Código (A)
Agricultura (RN baixos)	1
Pastagem	2
Pastagem/ Floresta	3
Floresta (RN altos)	4

As sub-bacias de baixo *RN* ($N = 1$) devem ser ocupadas por atividades agrícolas, pois correspondem a terrenos planos e com baixa densidade de drenagem (Tabela 7). Quando os *RNs* têm valores de adesão muito altos ($N = 4$), as sub-bacias são adequadas para a ocupação da floresta, porque suas encostas são muito íngremes e densamente cortadas por cursos de água. Finalmente, sub-bacias com intermediárias *RNs* devem ser ocupadas por pastagens ($N = 2$) ou por um mosaico de pastagens e florestas naturais ($N = 3$).

O conceito sobre o conflito ambiental de uso do solo foi introduzido por Mello Filho e Rocha (1992) e aprimorado mais tarde por Valle Júnior et al. (2013). De acordo com estes autores, existe conflito quando o uso atual do solo se desvia do uso natural, avaliado pela capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas.

O método de avaliação dos desvios existentes entre o mapa de capacidade de uso do solo, e o uso atual do solo, em cada sub-bacia, utiliza-se dos pesos descritos

pelos códigos (N e A) da Tabela 7. Os mapas com os usos modelados com estes pesos são cruzados utilizando álgebra matemática (Equação 3).

Eq. (3):

$$\text{Classe Conflito}_i = \text{Código } N_i - \text{Código } A_j$$

com $1 \leq i \leq n$ e $1 \leq j \leq n$

O conflito ambiental do uso da terra é a análise dos desvios entre o uso natural (capacidade de uso do solo) e o uso atual, sendo feita no sistema de informação geográfica ArcGIS 10.1, pela calculadora Raster Calculator, ferramenta disponível *Spatial Analyst Tools - Map Algebra*. Da resposta dessa combinação, resulta a identificação de três regiões distintas: (i) sem conflito; (ii) conflito de classe 1, e (iii) conflito de classe 3.

As regiões sem conflito são representadas por regiões onde o Código $N_i - \text{Código } A_j \leq 0$, os locais com valores negativos, são consideradas regiões com potencial para expansão sustentável para cultivo agrícola ou pastagem de gado, sempre respeitando o máximo uso natural da área.

As áreas de conflito de Classe 1 ($N - A = 1$) podem ser representadas por regiões adequadas para o pastoreio de gado ($N = 2$) e que estão realmente sendo usadas para terras cultivadas ($A = 1$). Podem também ser áreas com capacidade de ocupação florestal ($N = 4$), mas atualmente ocupadas com áreas de floresta e pastoreio ($A = 3$), em relação às áreas de conflito da Classe 2 ($N - A = 2$) ou Classe 3 ($N - A = 3$). De acordo com Valle Júnior (2008), existem riscos e limitações que aumentam conforme o maior conflito. As zonas de conflito apresentam maior vulnerabilidade natural; assim, com o aumento do risco de degradação, os cuidados para a produção agrícola nestas zonas devem ser redobrados.

3.4 Indicadores mineralógicos do solo

Os mapas da suscetibilidade magnética são resultados da pesquisa realizada sobre o Planalto Ocidental do Estado de São Paulo pelo Grupo de Pesquisa CSME (Caracterização para fins de manejo específico). A pesquisa realizada utilizou solo

fino, coletado a 0 - 20 cm, em 300 pontos, no espaçamento de 10 km, ao longo das rodovias do Planalto Ocidental Paulista.

As medições de suscetibilidade magnética em baixa frequência (0,47 kHz, χ_{bf} , $\times 10^{-6} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$) e alta frequência (4,7 kHz, χ_{af} , $\times 10^{-6} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$) foram realizadas a partir do sistema Bartington MS2 (Bartington Instruments LTD, Oxford, England), acoplado a um sensor MS2B. A medida de dupla frequência permite detectar a presença de maior variedade de minerais magnéticos em relação a medidas de frequência simples (Dearing, 1994; Costa et al., 1999; Bartington, 2013). A suscetibilidade magnética dependente da frequência ($\chi_{fd}(\%)$) e acopla os resultados obtidos em ambas as frequências (Eq. 4):

$$\chi_{fd}(\%) = \left(\frac{\chi_{bf} - \chi_{af}}{\chi_{bf}} \right) \times 100 \quad \text{Eq. (4)}$$

Em que:

χ_{bf} : suscetibilidade magnética em baixa frequência ($\times 10^{-6} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$);

χ_{af} : suscetibilidade magnética em alta frequência ($\times 10^{-6} \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$);

$\chi_{fd}(\%)$: suscetibilidade magnética frequência dependente (%).

Os parâmetros foram determinados para estudo de caráter qualitativo indicam, portanto, a presença dos minerais magnéticos de domínio simples e múltiplos (Dearing, 1994; Costa et al., 1999; Bartington, 2013). A suscetibilidade magnética em baixa frequência (χ_{bf}) reflete as partículas magnéticas nas amostras investigadas, determinadas com base em medidas de susceptibilidade magnética de massa, concentração e o tipo de fases magnéticas no material. Um alto valor de SM indica uma concentração significativa de minerais ferrimagnéticos (Thompson et al., 1980; Hunt et al., 1995).

Os mapas foram gerados a partir do ajuste de modelos de semivariogramas, utilizando o software GS + (Robertson, 1998). A dependência espacial dos dados de suscetibilidade magnética foi determinada pela geoestatística (Vieira et al., 1983), utilizando semivariogramas experimentais, como se segue (Equação 6):

Eq. (6)

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

Em que: $\gamma(h)$ a semivariância estimada dos dados experimentais; Z denota os valores medidos em pontos (x_i) , e $(x_i + h)$ e $N(h)$ é o número de pares de dados que se encontram distantes (h) .

Os parâmetros do modelo de ajuste de cada semivariograma utilizado para espacialização da suscetibilidade magnética estão descritos na Tabela 8.

Tabela 8. Parâmetros dos modelos de variograma ajustados para cada atributo¹.

Atributos	Transf.	Modelo	C ₀	C ₀ +C ₁	A (km)	GDE (%)	SQR	R ²	Validação cruzada	
									a	b
χ_{bf}	Log.	esférico	0,34	2,01	67	17	0,394	0,84	1,18	0,96
$\chi_{fd}\%$	-	exponencial	5,42	12,47	91	43	3,63	0,88	0,90	0,91

Transf. – Transformação; C₀ – efeito pepita; C₀+C₁ - patamar; A – Alcance; GDE - grau de dependência espacial; SQR- soma do quadrado dos resíduos; R² - coeficiente de regressão do modelo ajustado; a – coeficiente angular; b - coeficiente linear; Log.- Logarítmica; χ_{bf} : suscetibilidade magnética em baixa frequência, $\chi_{fd}\%$: suscetibilidade magnética frequência dependente

A amplitude magnética encontrada na Bacia do Rio Tietê é representativa da maioria dos solos tropicais com baixo e alto teor de ferro total (Fe₂O₃). Ambas as suscetibilidades magnéticas apresentaram dependência espacial. A variabilidade espacial dos dados de χ_{bf} ajustou-se melhor ao modelo esférico após a transformação logarítmica, enquanto a $\chi_{fd}\%$, se ajustou ao modelo exponencial sem a necessidade de transformação.

A χ_{bf} identifica a transição de solos de basalto para arenito, transição observada na Figura 9, pela diferença das cores em azul, regiões com baixas χ_{bf} , e em vermelho, altas χ_{bf} . A χ_{bf} variou de 0,31 a 22,09 ×10⁻⁶ m³ kg⁻¹, na região da área de estudo, porção correspondente à Bacia Hidrográfica do Rio Tietê.

¹ Retirado do Relatório de Relatório Anual do Projeto, Bolsa PNPd de Diego Silva Siqueira, intitulado: "Caracterização da variabilidade espacial de atributos físicos, químicos, espectrais e geofísicos do Planalto Ocidental Paulista", 74 p., 2015.

O valor médio \pm desvio padrão encontrado foi $2,42 \pm 2,44 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, sendo duas unidades inferiores ao valor médio encontrado na região total do planalto. Nas regiões a montante da área de estudo (Figura 9), foram observados os maiores valores de χ_{bf} .

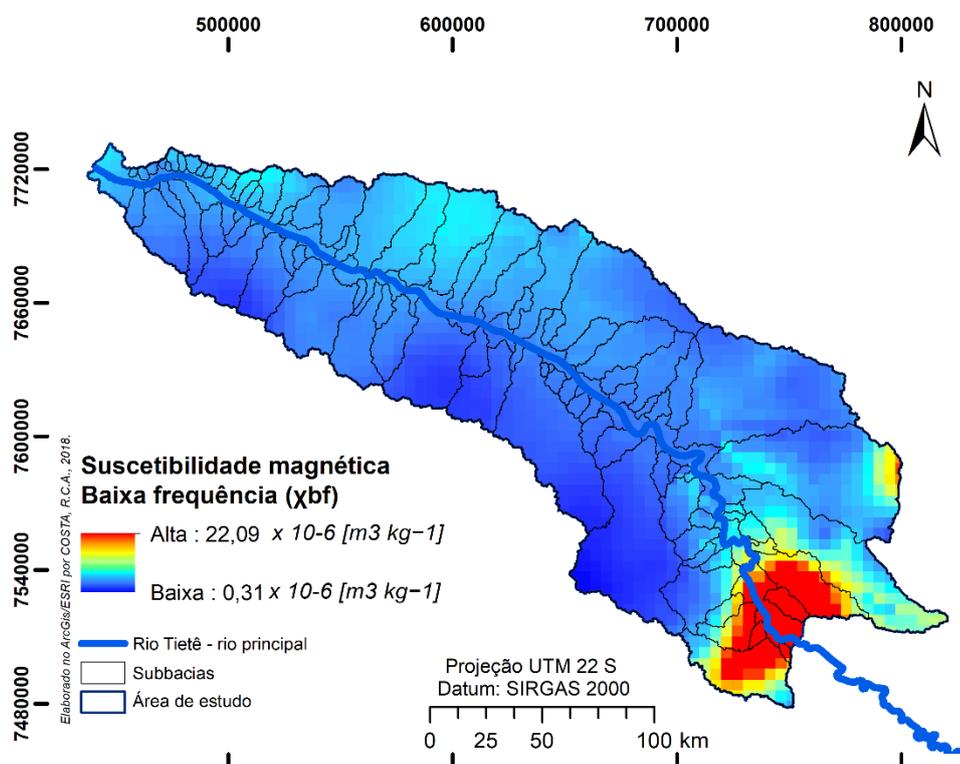


Figura 9. Distribuição espacial da suscetibilidade magnética em baixa frequência (χ_{bf}) na área de estudo. Fonte: Extraído do banco de dados grupo CSME.

O resultado é devido aos minerais ferrimagnéticos litogenéticos, magnetita presente nos solos de basalto nesta região. Já a jusante os valores menores estão associados ao arenito, ambiente onde são encontradas a hematita e a goethita (antiferromagnéticas), ambientes de baixa χ_{bf} (Silva, 2016).

No POP, Silva (2016) encontrou áreas de basalto com valores de χ_{bf} variando de $48,71$ a $76,59 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, enquanto os solos de arenitos não ultrapassaram os intervalos de $0,22$ a $11,08 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$.

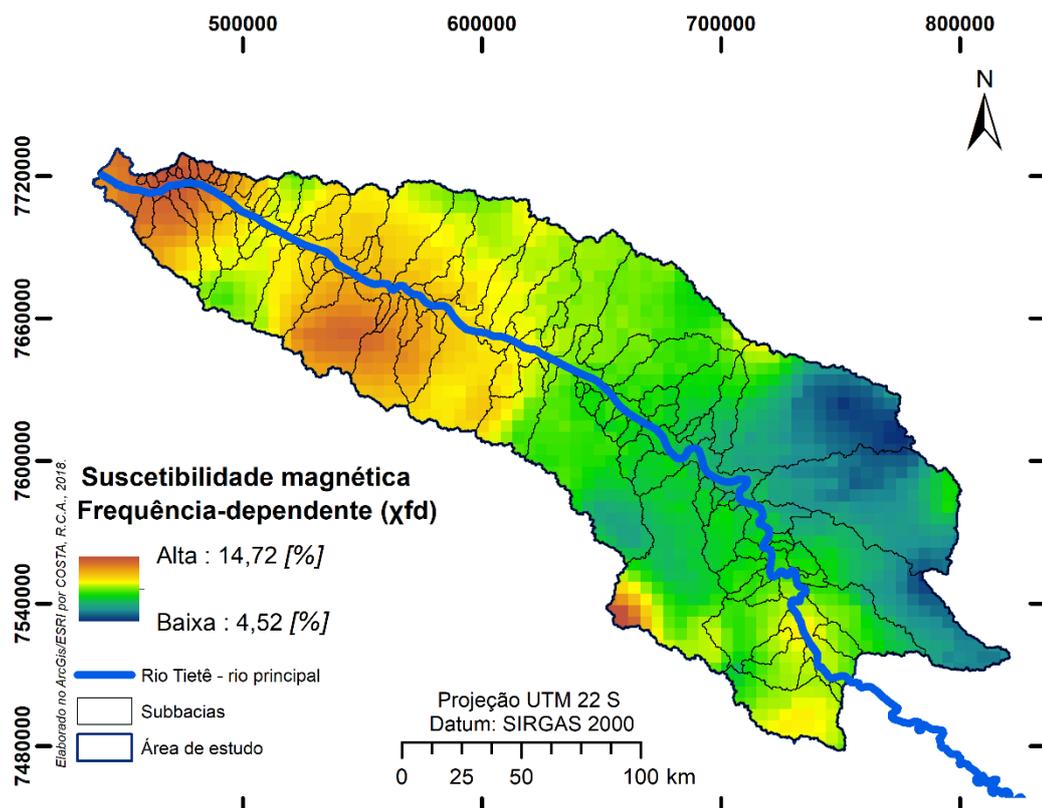


Figura 10. Distribuição espacial da suscetibilidade magnética em frequência-dependente (χ_{fd} (%)) na área de estudo. Fonte: Extraído do banco de dados grupo CSME.

A χ_{fd} % variou de 4,52 a 14,72%, sendo o valor médio \pm desvio padrão de $8,63 \pm 1,77\%$ (Figura 10), valores próximos aos encontrados na região do Planalto Ocidental Paulista ($9,79 \pm 2,02\%$). Pode-se concluir que a Bacia do Rio Tietê pode ser utilizada como uma bacia de estudo representativa para detalhar a problemática e para melhor compreensão da conformação geológica do terreno quanto ao desenvolvimento de indicadores de capacidade de apoio ao uso do solo, visando a minimizar o impacto da produção agrícola.

O valor médio de χ_{fd} % na TFSA (terra fina seca ao ar) foi de 9% para os solos do Estado do Paraná (Souza Júnior, et al. 2009), valores próximos encontrados na área de estudo. A assinatura magnética representa a variação magnética resultante dos minerais pedogenéticos que se formam no solo, magnemita e ferridrita ferromagnética. Os maiores valores de χ_{fd} % refletem solos mais evoluídos e ambientes redutores e formas convexas e lineares.

3.5 Fluxo de trabalho – Modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas

A modelagem e a validação das classes de capacidade de terra (modelo RN-dissecação) foram realizados por meio da integração de modelos cartográficos (coeficiente de rugosidade e dissecação da paisagem) e dados de campo (susceptibilidade magnética), conforme o fluxograma apresentado na Figura 11.

Os mapas processados, destacados nas seções anteriores, foram modelados a partir da tabulação cruzada do mapa de capacidade de uso do solo com o mapa de dissecação da paisagem. Os cruzamentos das duas camadas produziram novos compartimentos, dando a origem às subclasses de análise, quando os níveis de dissecação da paisagem.

O resultado dessa tabulação cruzada indica que as classes de dissecação da paisagem estão distribuídas em mais de uma classe de capacidade de uso, então a classe de capacidade deve incorporar subclasses de dissecação de capacidade discriminatória.

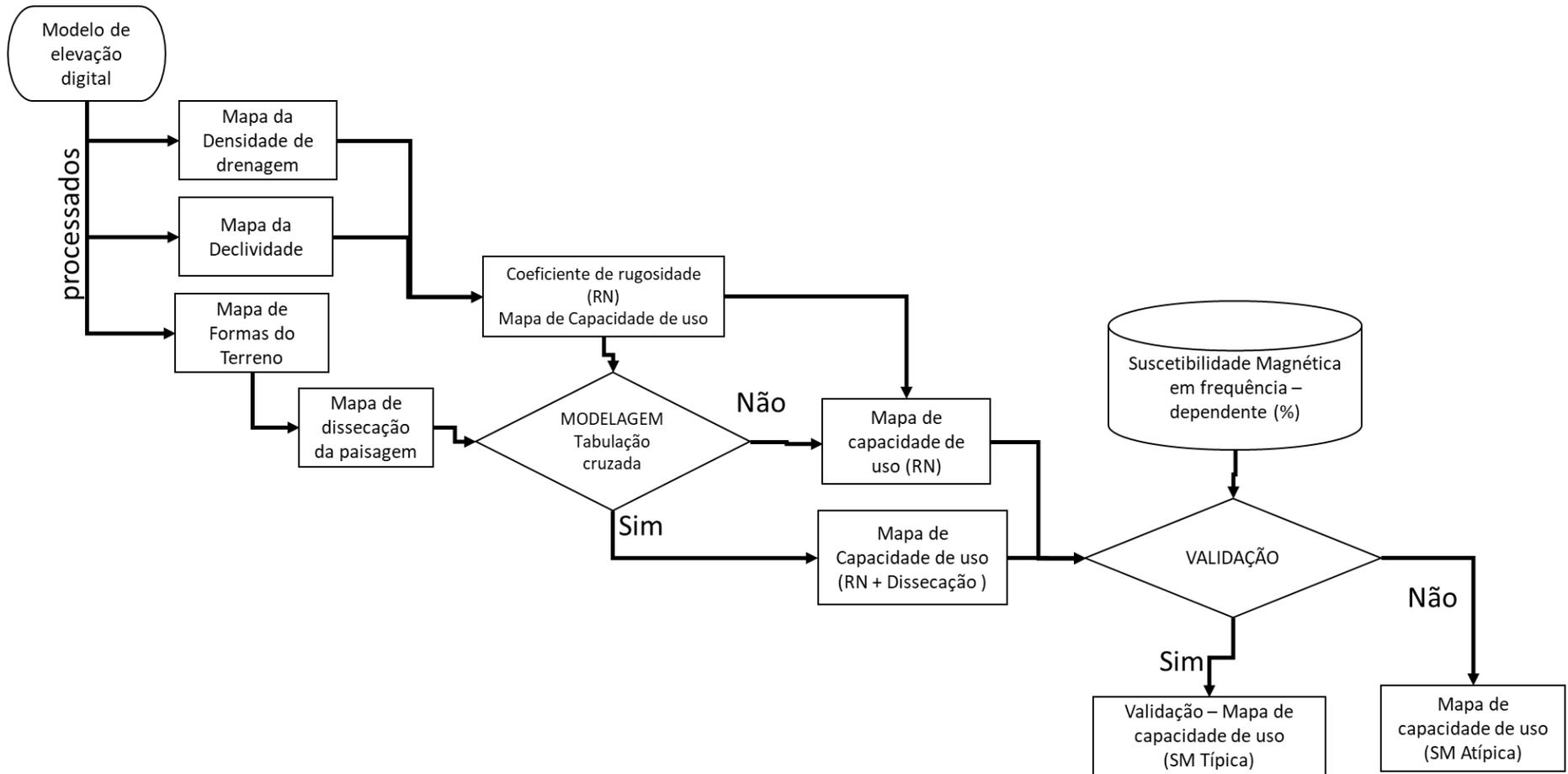


Figura 11. Fluxograma que descreve o processo de modelagem da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas (Modelo RN – dissecação) e o processo de validação pela susceptibilidade magnética em frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$). Fonte: Elaborado pelo autor.

As subclasses foram filtradas e mantidas apenas aquelas de maior representatividade na classe de capacidade de uso do solo. A nova metodologia utiliza-se dos níveis de dissecação da paisagem para determinar novas classes de capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas. As novas subclasses foram validadas utilizando o processo de discriminação pelo Intervalo de Confiança de 95% de confiabilidade e para os valores médios da suscetibilidade magnética.

As médias categóricas de cada subclasse da χ_{fd} % foram comparadas com os valores médios de cada compartimento derivado da tabulação cruzada, utilizando um desvio de 15%. Em locais onde é impossível estabelecer uma relação do modelo RN-dissecação e uma média de χ_{fd} % categorizada, o modelo é considerado ineficaz (SM Atípica). Nestes locais, o motivo da falha deve ser identificado. Nos locais onde os valores médios do compartimento se aproximam das médias categóricas da classe correspondente, a suscetibilidade magnética pode ser utilizada como indicador de campo da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas (SM Típica).

A SM Atípica pode dar-se pela existência de conflito ambiental na área de uso, podendo interferir no valor do compartimento e desviar-se da média categórica. Esse processo ocorre porque a tipologia de conflitos amplia fortemente as condições de erosão. Em termos de manejo, as sub-bacias, com uso potencial claramente definido, deverão obedecer a práticas de conservação claras, dependendo do uso, e os usos atuais devem respeitar suas capacidades de uso do solo. Nas zonas de transição, terão de ser usados outros indicadores para se estabelecerem regras de manejo adequadas.

As análises estatísticas dos valores de susceptibilidade magnética e sua relação com os parâmetros morfométricos das classes de capacidade de dissecação e as áreas em conflito foram realizadas pelo software R (R Core Team, 2015). As estatísticas descritivas utilizadas na análise foram: médias, erro padrão, mínimo, máximo, amplitude, soma e coeficiente de variação. A diferenciação das classes foi verificada pelo Intervalo de Confiança de 95% de confiabilidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Indicadores em geotecnologias

4.1.1 Bacias Hidrográficas

O estudo foi realizado sobre as sub-bacias de deságue sobre a calha do Rio Tietê, das vertentes direita e esquerda (Figura 12). As 97 sub-bacias delimitadas são reflexo da história tectônica da superfície da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê. As redes de drenagens desta região compõem os blocos estruturais da unidade morfoescultural do Planalto Ocidental Paulista (Guedes, 2014; Lepsch et al., 1977; Kumar e Gâmbôa, 1977). A alteração da paisagem deve-se a fatores tectônicos que intensificam o processo erosivo expresso como assoreamento de canais de drenagem e abertura de ravinas e barrancos.

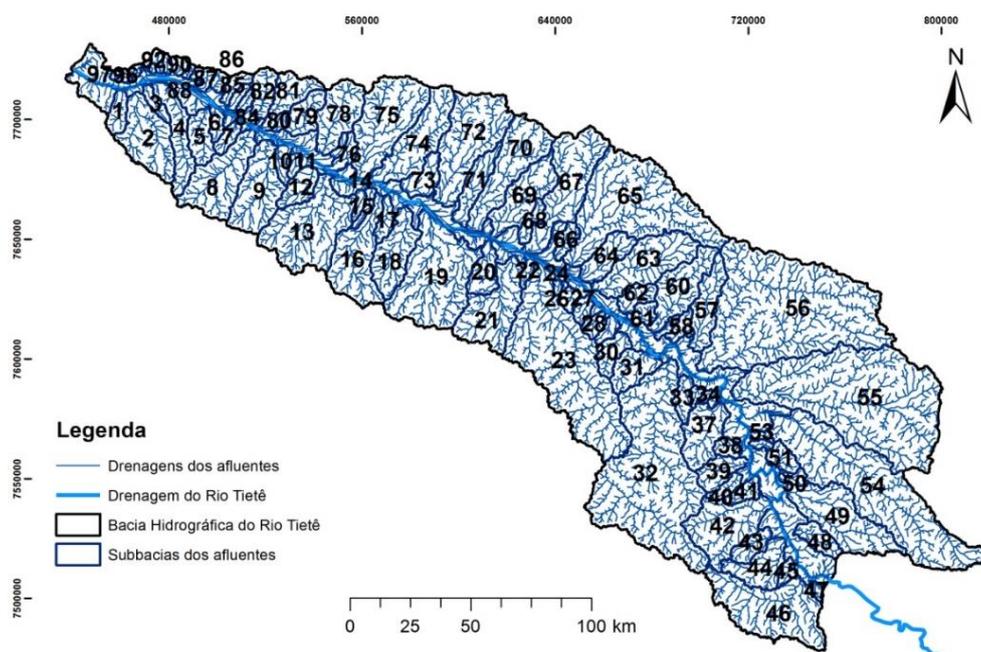


Figura 12. Distribuição das sub-bacias representativas para o estudo, BHRT/POP.
Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise morfométrica descrita abaixo, detalha as características de cada sub-bacia, podem ser observados no Apêndice 1. Na Tabela 9, a amplitude dos parâmetros morfométricos é distribuída em quatro classes, e a cobertura de cada classe é apresentada, bem como o número de sub-bacias.

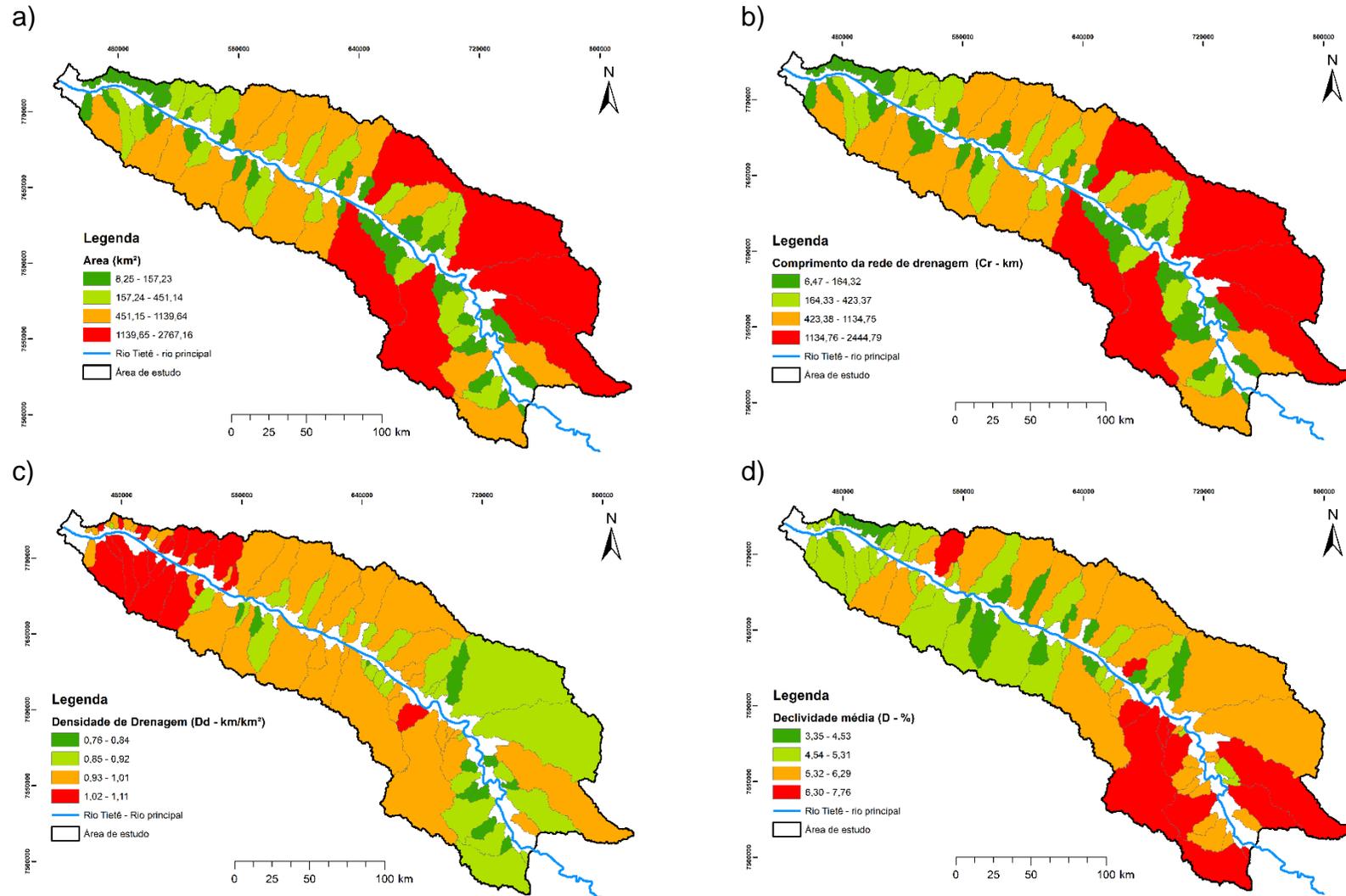


Figura 13. Distribuição espacial das características morfométricas das superfícies de cada subbacia da BHRT/POP.
Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 9. Distribuição das classes dos parâmetros morfométricos e sua ocupação por área (km²) e porcentagem e número de sub-bacias hidrográficas.

Parâmetros Morfométricos	Área (km ²)	Área (%)	número Sub-bacias
Área (km²)			
8,25 - 157,23	3447,8	10%	56
157,24 - 451,14	5382,4	16%	19
451,15 - 1139,64	11509,24	34%	16
1139,65 - 2767,16	13216,74	39%	6
Comprimento da rede de drenagem (km)			
6,47 - 164,32	3990,17	12%	59
164,33 - 423,37	4840,02	14%	16
423,38 - 1134,75	11509,23	34%	16
1134,76 - 2444,79	13216,73	39%	6
Densidade de drenagem (km/km²)			
0,76 - 0,84	1043,3	3%	12
0,85 - 0,92	10724,5	32%	26
0,93 - 1,01	18098,67	54%	40
1,02 - 1,11	3689,68	11%	19
Declividade média (%)			
3,35 - 4,53	2354,35	7%	24
4,54 - 5,31	7858,98	23%	34
5,32 - 6,29	15444,81	46%	27
6,30 - 7,76	7898,02	24%	12

Os parâmetros dimensionais mostram que existe uma heterogeneidade entre as sub-bacias, ocorrendo na área sub-bacias afluentes com dimensões variadas (Tabela 9). As sub-bacias com maiores extensões territoriais se concentraram-se a montante do Rio Tietê, mais próximas ao limite do sudeste do Planalto Ocidental Paulista (Figura 13a). As menores sub-bacias estão localizadas espacialmente entre superfícies maiores e próximas ao deságue do Rio Tietê, no Paraná. A região teve maior número de sub-bacias localizadas nas primeira e segunda classes de área; porém, em valores percentuais em área, as últimas classes foram mais representativas.

O comprimento da rede de drenagem concentrou-se na primeira classe, e 6,47 – 164,32 km ocupam 59 sub-bacias. A densidade de drenagem mais representativa foi a terceira classe, e a região variou de 0,8 a 1,1 km/km², podendo ser considerada

de média densidade de drenagem. A classe Dd de 0,93 a 1,01 km/km² apresenta em 40 sub-bacias e ocupa cerca de 54% da área (Figura 13b).

A localização espacial das regiões com maiores densidades de drenagem ocorre mais próxima à foz do Tietê (Figura 13c), enquanto as regiões de declividades médias mais acentuadas estão a montante da bacia (Figura 13d), mais próxima da linha divisória do Planalto Ocidental Paulista. Na declividade média das sub-bacias hidrográficas, a maior frequência está na segunda classe (4,54 a 5,31 %), com 34 sub-bacias, porém a declividade média mais representativa da área de estudo é a terceira classe (5,32 – 6,29 %), e ambas as classificações se enquadram no relevo suavemente ondulado (Embrapa, 1979).

A amplitude da variação do parâmetro morfométrico, modelo RN, foi utilizada para definir as quatro classes de capacidade de uso do solo por bacias hidrográficas (Figura 14). De acordo com este mapa, as sub-bacias a jusante da BHRT/POP devem ser preferencialmente ocupadas por florestas, seguidas por mosaico de pastagens e floresta, pastagem e agricultura (Figura 14).

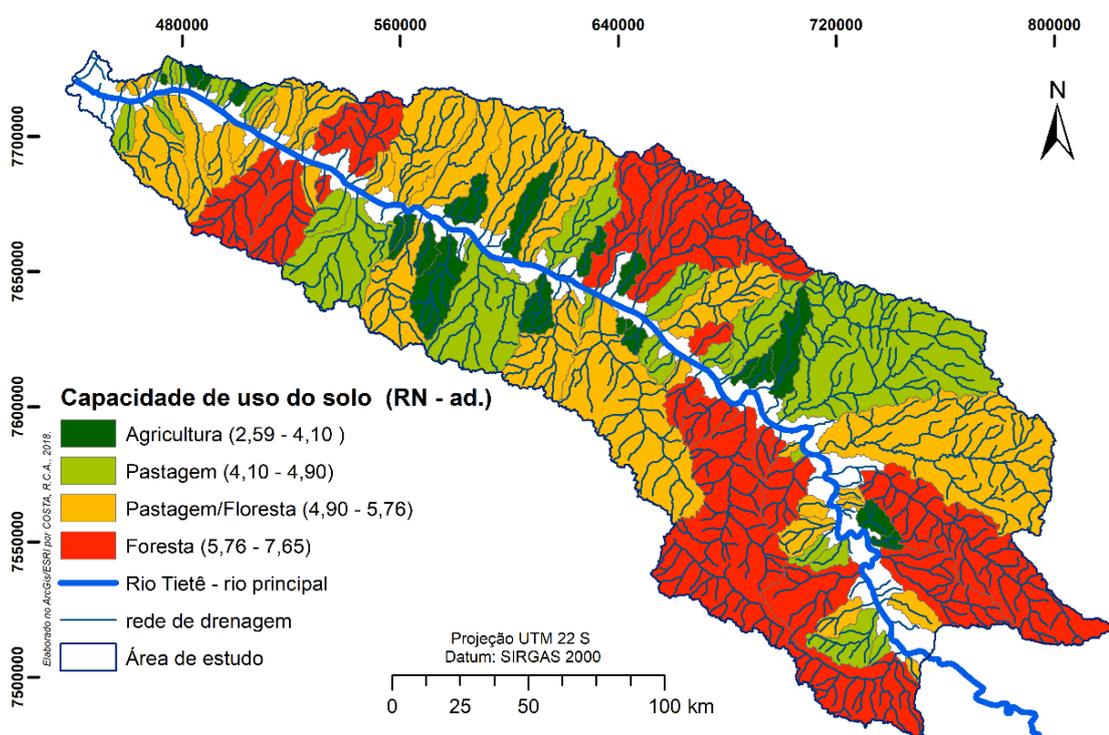


Figura 14. Distribuição espacial da capacidade de uso do solo das superfícies de cada sub-bacia da BHRT/POP. Fonte: Elaborado pelo autor.

A maior região da bacia hidrográfica (36,1%) com 34 sub-bacias, está apta ser utilizada para a ocupação por um mosaico de pastagens e manchas florestais. Em seguida, estão as regiões com floresta ou silvicultura extensiva (35,1%), com 18 sub-bacias, as áreas de pastagem (22,1%) com 24 sub-bacias e agricultura (6,8%) com 24 sub-bacias (Tabela 10, Figura 14). As zonas agrícolas concentram-se nas menores sub-bacias, próximas à calha do Rio Tietê, podendo ser devido à associação de zonas com menor densidade de drenagem e mais planas, sendo consideradas regiões com menor risco de erosão natural do solo.

Tabela 10. Distribuição das classes de capacidade de uso da terra (N) na BHRT/POP.

Código N	Capacidade de Uso	Área (km ²)	Área (%)	Número de sub-bacias
1	Agricultura	2.267,71	6,8	21
2	Pastagem	7.424,02	22,1	24
3	Pastagem /Floresta	12.097,00	36,1	34
4	Floresta	11.766,90	35,1	18

O uso potencial de floresta foi encontrado em um número reduzido de 18 sub-bacias; porém, devido à alta extensão destas regiões, ficou em segundo lugar no fator área. Para que não ocorram prejuízos econômicos nas regiões com potencial para floresta, a ocupação pode ser direcionada à prática da silvicultura, tomando sempre o cuidado para estar associada a práticas agrícolas de conservação do solo e da água.

Os parâmetros morfométricos foram avaliados estatisticamente a partir das 97 sub-bacias (Tabela 11).

Tabela 11. Resumo estatístico dos parâmetros morfométricos. Os valores estatísticos referem-se a 97 sub-bacias da BHRT/POP.

Estatística	Área (km ²)	Área (ha)	Perímetro (km)	Cr (km)	Dd (km/km ²)	D (%)	RN (ad.)
Mínimo	8,3	825,4	17,6	6,5	0,8	3,3	2,6
Máximo	2767,2	276716,0	418,9	2444,8	1,1	7,8	7,7
Amplitude	2758,9	275890,6	401,3	2438,3	0,3	4,5	5,1
Média	345,9	34594,0	113,9	328,3	0,9	5,2	4,9
Erro Padrão	55,80	5580,09	9,47	52,36	0,01	0,09	0,10
CV (%)	159	159	82	157	8	17	19
	33556,	3355617,		31849,			
Total	2	8	---	9	--	--	--

Símbolos: Cr – Comprimento da rede de drenagem; Dd – Densidade de Drenagem; D – Declividade média; RN – Coeficiente de Rugosidade; CV – Coeficiente de Variação

As áreas e os comprimentos da rede de drenagem (Cr) apresentam variação considerável ($CV(\text{área}) = 159\%$; $CV(Cr) = 157\%$), demonstrando o desenvolvimento de formas terrestres em bacias muito pequenas ($\text{Área}_{\text{min}} = 8,25 \text{ km}^2$) e bacias muito grandes ($\text{Área}_{\text{máx}} = 2767,16 \text{ km}^2$) em todo o setor estudado da Bacia do Rio Tietê, ne os parâmetros do terreno são reduzidos no caso de Dd ($CV = 8\%$), D ($CV = 17\%$) e RN ($CV = 19\%$).

A distribuição espacial de áreas conflitantes, com discriminação de classe, é apresentada na Figura 15. Os conflitos são avaliados unicamente com base em quatro usos (agricultura, pastagem e silvicultura, floresta) (Figura 15), e alguns dos usos naturais e reais tiveram de ser agrupados ou eliminados. Os usos em 2014 não estiveram de acordo com as capacidades em uma grande porção da bacia, pois a área ocupada por conflitos de uso da terra (Figura 15) atingiu $19.826,32 \text{ km}^2$ (62,4% da bacia).

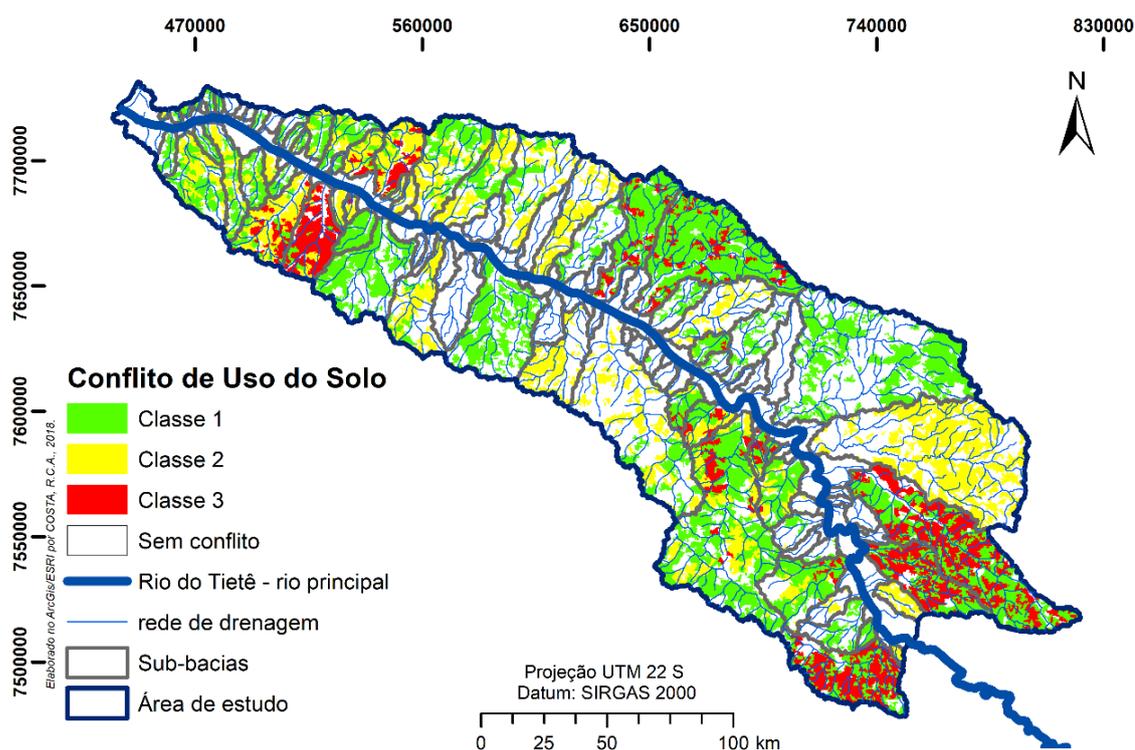


Figura 15. Mapa das classes de conflitos de uso do solo da BHRT/POP.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O conflito de uso mais observado foi o de classe 1 ($10.729,6 \text{ km}^2$, 33,76 %), considerado conflito leve, sendo sugerida neste caso a adoção de práticas conjuntas

de conservação do solo, como caráter vegetativo ou mecânico, para que minimizem a erosão causada pelas intervenções antrópicas (Valle Júnior, 2008).

As classes mais severas de conflito, classes 2 (5.924,63 km², 18,64%) e 3 (3.172,09 km², 9,98%), ocorrem em menor proporção; porém, devido a seu impacto no ambiente, devem ser observadas e analisadas de forma efetiva nas sub-bacias de ocorrência (Tabela 12).

Tabela 12. Distribuição dos conflitos ambientais pelo uso da terra da BHRT/POP.

Código N – Código A	Classe de Conflito	Área (km ²)	Área (%)
≤ 0	Sem conflito	11.958,10	37,6
= 1	Classe 1	10.729,60	33,8
= 2	Classe 2	5.924,63	18,6
= 3	Classe 3	3.172,09	10,0

O alto percentual de conflito foi devido ao predomínio do uso agrícola (13.384,9 km², 39,3%) como uso atual, sobre várias bacias hidrográficas com restrição para essa ocupação. Grande parte da BHRT/POP (11.958,14 km², 37,62 %) não apresenta conflito ambiental em relação ao uso da terra, estando assim com o uso atual sobre a classe de natural capacidade ou abaixo desta.

Os conflitos geram diversos impactos ambientais que ocorrem no solo e na água, como aumento das zonas de elevada vulnerabilidade natural dos solos e perdas de solo, fertilidade do solo, matéria orgânica (Valle Júnior et al., 2014, Valera et al., 2016), impactos na qualidade da água e distribuição da biota (macroinvertebrados) dos ecossistemas ribeirinhos e acúmulo de nitratos na água de superfície (Valle Junior et al., 2015b; Pacheco e Sanches Fernandes, 2016),

4.1.2 Dissecação da paisagem

As interferências dos níveis de dissecação discriminaram os padrões topográficos encontrados pela declividade média das sub-bacias, sendo encontrados valores superiores na alta dissecação. O coeficiente de rugosidade (RN), parâmetro topográfico resultante da junção destes dois fatores (Dd e D), apresentou o mesmo comportamento observado para a declividade. Ressalta-se que os parâmetros morfométricos que sofreram interferência da compartimentalização da paisagem por

níveis de dissecação foram à declividade média, principalmente nas áreas com alta dissecação (Tabela 13).

Na área de estudo, região da Bacia Hidrográfica de Rio Tietê, as grandes sub-bacias, números 32 e 56 (Figura 2) são classificadas como áreas intensamente dissecadas (Figura 7), mas ambas foram principalmente moldadas na cobertura sedimentar da formação Vale do Rio do Peixe formação (Figura 5). Deve-se notar que essas sub-bacias também estão localizadas na borda sudeste da Bacia do Rio Tietê, onde o clima é mais úmido, significando que a dissecação nesta região pode ser determinada pelo clima, em vez da litologia.

Tabela 13. Análise estatísticas dos parâmetros morfométricos das 97 sub-bacias da BHRT/POP.

	Mín.	Max.	Média	CV (%)
Densidade de Drenagem (D_d – km/km²)				
Suavemente dissecada.	0,77	1,05	0,95	6,62
Moderadamente dissecada	0,76	1,11	0,94	8,19
Intensamente dissecada	0,76	1,03	0,92	7,65
Declividade média (D - %)				
Suavemente dissecada.	3,35	6,66	4,97	14,81
Moderadamente dissecada	3,35	7,76	5,40	19,31
Intensamente dissecada	4,45	7,76	6,37	14,79
Coefficiente de Rugosidade (RN – ad.)				
Suavemente dissecada.	2,58	6,07	4,75	17,47
Moderadamente dissecada	2,58	7,65	5,11	21,46
Intensamente dissecada	3,75	7,65	5,89	19,44

Símbolos: Mín: Mínimo; Máx.: Máximo; CV: Coeficiente de Variação

Já nas regiões suavemente dissecada, as melhores condições de drenagem tornam o ambiente oxidante (Vasconcelos et al., 2013; Carmo, 2018). O processo oxidação-redução ocorre de forma diferente na paisagem. Carmo (2018) observou que o nível de dissecação da paisagem gera condições favoráveis para a formação de alguns minerais, o que resulta em cores distintas ao solo no decorrer da paisagem. O potencial de oxirredução tem influência direta sobre a cor, devido à alteração da composição mineral do solo (Carmo, 2018). A saturação e a estagnação da água propiciam um ambiente redutor, predominantes em ambientes intensamente dissecados.

Os solos das regiões menos dissecadas têm, em média, 10 cm a mais do horizonte A + E do que os solos das regiões mais dissecadas. Devido à erosão hídrica e à predisposição de um solo a ser erodido, as camadas superficiais estão sendo perdidas. Esses locais devem ter menor capacidade de uso devido às suas características pedológicas, além das características da paisagem, como declividade e rugosidade.

Quanto maior o conflito de uso nesses locais mais suscetíveis, maior é a perda de erosão do horizonte A + E. Na prática, este processo é conhecido como "decapitação" do horizonte A e causa impactos em relação ao uso da terra e ao planejamento do uso da terra. O horizonte A + E é arenoso, e o horizonte B é argiloso, em Argissolo. Quando o horizonte A + E é perdido, no campo, apenas o horizonte B pode ser visto. Continua sendo um Argissolo, com diferentes mineralogias, diferentes padrões magnéticos e diferentes necessidades de práticas de conservação do solo e da água. Desta forma, a textura do solo e o teor de água do solo não são afetados pela erosão do solo (Martins Filho et al., 2005).

4.2. Indicador mineralógico do solo – suscetibilidade magnética

A análise estatística descritiva do comportamento das suscetibilidades magnéticas (χ_{bf} e χ_{fd} %) sobre as duas formações principais geológicas mostram diferenças, os valores médios se diferenciaram significativamente ($p < 0,05$).

Tabela 14. Estatística descritiva do χ_{bf} e χ_{fd} % para cada Formação geológica

	χ_{bf} ($\times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$)		χ_{fd} (%)	
	Serra Geral	Vale do Rio do Peixe	Serra Geral	Vale do Rio do Peixe
Mínimo	1,96	0,99	6,12	5,80
Máximo	13,43	3,37	12,48	10,72
Mediana	6,18	1,95	8,30	8,70
Média	5,95	1,82	8,49	8,74
IC (95%)*	(5,15 - 6,75)	(1,76 - 1,88)	(8,14 - 8,84)	(8,56 - 8,92)
CV	55,21 %		13,65 %	

* IC: Intervalo de Confiança de 95%.

A Formação Serra Geral apresentou o valor médio de $5,95 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ e ficou superior à Fm. Vale do Rio do Peixe ficou em $1,82 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (Tabela 14). O maior coeficiente de variação foi encontrado sobre χ_{bf} (55,21 %) e na formação Serra Geral (51,5%). Não há intersecção dos Intervalos de Confiança para a χ_{bf} da formação Serra Geral e Vale do Rio do Peixe, indicando que diferem significativamente ($p < 0,05$). Já que os IC da χ_{fd} (%) para estas classes não são independentes, o que indica uma não significância ($p > 0,05$). Estes resultados indicam que a χ_{bf} pode ser uma propriedade a ser considerada na utilização da diferenciação de formações geológicas.

O mesmo comportamento foi evidenciado por Resende et al. (1988) e Lu et al. (2008), quando comparados os solos desenvolvidos de basalto e arenito. Os maiores valores de SM para os solos da Formação Serra Geral, conforme encontrado por Silva (2016), são característicos da própria rocha (máfica) rica em Fe. O intemperismo da rocha basáltica resulta na formação de maghemita pedogênica, mineral com elevada expressão magnética (ferrimagnético) (Maher et al., 2003). Já nos solos de origem arenítica, o processo de intemperismo da rocha forma solos com baixa expressão magnética, em razão da baixa presença de Fe no material de origem (Fe litogênico) e predomínio de minerais diamagnéticos, como a caulinita e o quartzo (Silva et al., 2010).

A análise é importante, pois sabe-se que a formação pedogênica de minerais ferromagnéticos pode aumentar a suscetibilidade magnética do solo, que por sua vez depende do material original, do clima, da topografia e da vegetação (Mullins, 1977).

Os valores médios de χ_{fd} (%) diferenciou estatisticamente em dois grupos, desta forma valores baixos de χ_{fd} (%) respondem a áreas com restrição de uso natural (Pastagem/Floresta e Floresta), enquanto valores altos de χ_{fd} (%) correspondem a zonas com alta aptidão de uso natural, suportando agricultura e pastagem (Tabela 15).

Tabela 15. Estatística descritiva da suscetibilidade magnética (SM) de acordo com os compartimentos testados.

		Min.	Max.	Mediana	Média	IC (95%)*
Capacidade de uso do solo						
χ_{bf} $\times 10^{-6} [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$	Agricultura	1,87	4,31	1,96	2,20	(2,01 - 2,39)
	Pastagem	1,61	8,03	1,99	3,05	(2,33 - 3,77)
	Past./Floresta	1,6	13,43	1,95	3,44	(2,71 - 4,17)
	Floresta	0,99	8,47	1,95	2,81	(2,17 - 3,45)
$\chi_{fa}(\%)$	Agricultura	7,7	10,02	8,84	8,95	(8,75 - 9,15)
	Pastagem	6,23	12,48	9,07	9,11	(8,73 - 9,49)
	Past./Floresta	5,8	10,72	8,7	8,44	(8,11 - 8,77)
	Floresta	7,23	9,64	8,53	8,40	(8,28 - 8,52)
Dissecação do terreno						
χ_{bf} $\times 10^{-6} [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$	Suavemente	1,61	13,43	1,7	3,37	(2,06 - 4,68)
	Moderadamente	1,95	8,47	1,96	3,20	(2,81 - 3,59)
	Intensamente	0,99	4,51	1,6	1,95	(1,63 - 2,27)
$\chi_{fa}(\%)$	Suavemente	9,05	12,48	10,45	10,35	(10,11 - 10,59)
	Moderadamente	7,62	9,57	8,7	8,68	(8,59 - 8,77)
	Intensamente	5,8	8,4	7,23	7,26	(6,93 - 7,59)

χ_{bf} : suscetibilidade magnética em baixa frequência, $\chi_{fa}(\%)$: suscetibilidade magnética percentagem de frequência dependente; DP: Desvio Padrão; CV: Coeficiente de variação (%); Mín.: Mínimo; Max.: Máximo; DP: desvio padrão; CV, Coeficiente de variação; *IC: Intervalo de Confiança de 95%.

Não foram encontradas diferenças significativas entre as médias da suscetibilidade magnética em baixa frequência sobre as classes de capacidade de uso do solo, sendo que o menor coeficiente de variação ocorreu na classe de agricultura (26,03%). As outras classes apresentam CV acima de 80%. A $\chi_{fd}(\%)$ foi um pouco mais sensível na variação das classes de capacidade de uso do solo proposta por sub-bacias. As zonas de floresta foram encontradas com menores valores de $\chi_{fd}(\%)$, e os menores coeficientes de variação (menor que 6%) foram encontrados nos usos extremos, agricultura e floresta. A χ_{bf} apresenta intervalos de confiança independentes, ou seja, significativos ($p < 0,05$) entre as áreas com capacidade de uso do solo agrícola com a pastagem/floresta, sendo possível diferenciar estes ambientes utilizando esse fator. Já os intervalos de confiança da $\chi_{fd}(\%)$ foi possível diferenciar significativamente ($p < 0,05$), a capacidade de uso do solo agrícola com as áreas com potencial para floresta.

Em estudos realizadas na Polônia, Magiera et al. (2002) relataram que os valores médios de χ_{bf} dependem da maneira como a terra é utilizada - florestas: $22,4 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$; terras aráveis: $23,9 \times 10^{-8} [\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}]$; pastagens: $30,8 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$; terras estéreis e em pousio para além das cidades: $60,5 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$; gramados, parques e loteamentos em áreas urbanas: $108,5 \times 10^{-8} [\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}]$; e áreas industriais nas cidades: $124,5 \times 10^{-8} [\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}]$. Em estudo realizado na Polônia, em amostragem realizada sobre solos preservados com floresta, foi possível sugerir $\chi = 23 \times 10^{-6} [\text{m}^3 \text{ kg}^{-1}]$ como o nível de valor de fundo para a suscetibilidade magnética antropogênica do solo da floresta polonesa (Łukasik et al., 2016).

Na comparação entre as capacidades de uso do solo e os níveis de dissecação, foram observadas diferenças significativas para a $\chi_{fd}(\%)$. O mapa da distribuição da variabilidade da $\chi_{fd}(\%)$ comportou-se de forma diferente em cada nível de dissecação da paisagem, podendo-se considerar que os níveis de dissecação da paisagem afetam o comportamento da $\chi_{fd}(\%)$ para cada capacidade de uso do solo testado. Dentro do mesmo nível de dissecação, houve maior padrão de similaridade entre as classes de capacidade de uso do solo. Os compartimentos geomorfológicos alteram a dinâmica da água no sistema, interferindo nos processos de oxidação e de redução,

responsáveis pela neoformação de minerais com maior ou menor potencial magnético (Jong et al., 2000).

Os Intervalos de Confiança da χ_{bf} diferenciam significativamente ($p < 0,05$) entre as classes de dissecação moderada e intensa. Já na $\chi_{fd}(\%)$, os intervalos de confiança, diferenciam significativamente ($p < 0,05$) todas as classes de dissecação: suave, moderada e intensa, entre si.

Na análise do comportamento da SM nas classes de capacidade de uso do solo sobre interferência das formações geológicas, houve diferenças para a χ_{bf} e para $\chi_{fd}(\%)$. Na χ_{bf} , foi detectada maior variabilidade para a formação Serra Geral. A $\chi_{fd}(\%)$ sofreu interferência das formações geológicas, podendo ser observado pela similaridade entre os compartimentos de capacidade de uso do solo e pela dissecação.

As médias diferem estatisticamente das classes de $\chi_{fd}(\%)$ sobre as classes de capacidade de uso do solo. As classes de maior diferenciação são a pastagem da transição pastagem/floresta e floresta. Já a suscetibilidade magnética em baixa frequência foi capaz de diferenciar as formações geológicas e a dissecação da paisagem.

Pode-se observar que a capacidade de uso do solo mais extremos (agricultura e floresta) é seguida por níveis extremos de dissecação (baixa e alta), assim como as pastagens, em qualquer nível de dissecação, diferenciam-se significativamente entre si, podendo sugerir que tais potenciais de uso possuem uma assinatura magnética ($\chi_{fd}(\%)$), característica da classe.

Os solos bem drenados normalmente apresentam maior suscetibilidade magnética em comparação com solos mal drenados (Grimley et al., 2004). Este fato se deve às condições anaeróbicas que promovem a transformação de minerais ferromagnéticos (magnéticos, maghemita) em minerais paramagnéticos (por exemplo, lepidocrocite e goethita). A lepidocrocite é encontrada predominantemente em ambientes hidromórficos (Kämpf et al., 1999). Já em condições anaeróbicas, em solos saturados ou mal drenados levam à dissolução de minerais fortemente magnéticos e diminuem a suscetibilidade magnética do solo (Grimley et al., 2004).

Outro fato importante encontrado está na variação da assinatura magnética ($\chi_{fd}(\%)$) sobre os níveis de dissecação, pois quanto maior for a dissecação da área, menor será o valor percentual da assinatura magnética. Desta forma, pode-se sugerir que zonas com menores níveis de $\chi_{fd}\%$ devem ser protegidas com floresta ou possuírem amplos projetos de manejos sustentáveis.

Os resultados demonstram que o comportamento da suscetibilidade magnética apresenta variação na área de estudo, e esta variação acompanha a capacidade de uso do solo. Desta forma, estudos com escalas mais detalhadas devem ser realizados, para a formulação de índices de suscetibilidade magnética frequência dependente representativos para cada uso.

Os valores próximos a 10% de $\chi_{fd}\%$ podem indicar a presença de partículas menores de 0,03 μm ; portando, comportamento superparamagético, comumente encontrado na fração argila (maghemita), diferente das partículas grosseiras de domínios simples e múltiplo (magnetita), é mais comum nas frações areia e silte dos solos (Costa et al., 1999; Dearing, 1994).

4.3 Construção do método capacidade de uso do solo por bacias hidrográficas

A nova classificação busca auxiliar no aprimoramento das classes para aplicação em bacias heterogêneas. O novo método de capacidade de uso do solo por bacias hidrográficas poderá ser utilizado como alternativa ao mapeamento dos atributos do solo e à identificação de áreas com diferentes padrões de variabilidade pedogênica (Siqueira et al., 2015), modelos de paisagem (Marques Jr., 1995), de superfícies geomórficas e modelagem matemática (Marques Jr. e Lepsch, 2000), que, em conjunto, podem retroalimentar o modelo com mais informações em grande escala.

4.3.1 Modelagem da capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas

A modelagem foi utilizada para refinar as classes de capacidade de uso do solo (modelo RN), usando as classes de dissecação para aprimoramento da metodologia e da criação de sub-classes, visando à melhor detecção da variabilidade do terreno em bacias heterogêneas.

A partir da tabulação cruzada, a distribuição das classes de capacidade de uso do solo sobrepôs-se às classes de dissecação, gerando 175 compartimentos.

Com exceção da capacidade de uso do solo atribuída a pastagens e florestas, que ocupam essencialmente 77% das áreas dissecadas moderadamente, não há relação direta entre classes de capacidade e classes de dissecação, já que dissecações baixas, dissecadas e altas são distribuídas expressivamente (sobreposição $\geq 20\%$) nas quatro classes de capacidade. No entanto, verifica-se que a capacidade de uso agrícola está distribuída nas regiões baixas (20%) e moderada dissecada (76%), nas pastagens em todas as classes de dissecação e ocupação florestal, nas moderadas (73%), e nas áreas altamente dissecadas (26%) (Tabela 16).

Tabela 16. Tabulação cruzada de capacidade do solo (modelo RN) com os níveis de dissecação da paisagem.

	Declividade média (D) e Densidade de drenagem (Dd)			
	Baixa		Alta	
Capacidade de uso do solo (Coeficiente de Rugosidade: $RN = D \times D_d$)				
	Agricultura	Pastagem	Pastagem / Floresta	Floresta
Total - Area (km ²)	2268	7424	12097	11767
Distribuição espacial (km²)				
Suavemente dissecado	461	1615	1263	153
Moderadamente dissecado	1713	3045	9275	8609
Intensamente dissecado	86	2763	1563	3009
Distribuição espacial (%)				
Suavemente dissecado	20	22	10	1
Moderadamente dissecado	76	41	77	73
Intensamente dissecado	4	37	13	26

As zonas de aptidão agrícola também possuem comportamento diferenciado quanto ao predomínio por dissecação, podendo ser subdivididas em dois setores distintos: zonas de dissecação moderada e áreas de baixa dissecação. Seguindo as

mesmas razões apresentadas anteriormente, pode-se concluir que as práticas de conservação devem ser mais exigentes sobre as zonas de dissecação moderada, embora devam ser implantadas e manejadas sobre qualquer intervenção agrícola.

As características geomorfológicas, em geral, desempenham processo erosivo e, portanto, determinam o uso natural do solo. Os resultados também indicam a necessidade de refinar o modelo de alocação de uso da terra baseado no modelo RN, combinando-o com o modelo de relevo baseado em dissecação da paisagem. No contexto do uso da floresta, o refinamento ajuda a ajustar o manejo florestal como função do risco de desnudação. O risco é sempre alto nas áreas onde o uso natural é a floresta, porque estas áreas são, por definição (modelo RN), caracterizadas por encostas íngremes e densas redes de drenagem.

Há uma ocupação característica da agricultura nas classes suavemente dissecadas e manchas florestais nas classes intensamente dissecadas (Figura 16).

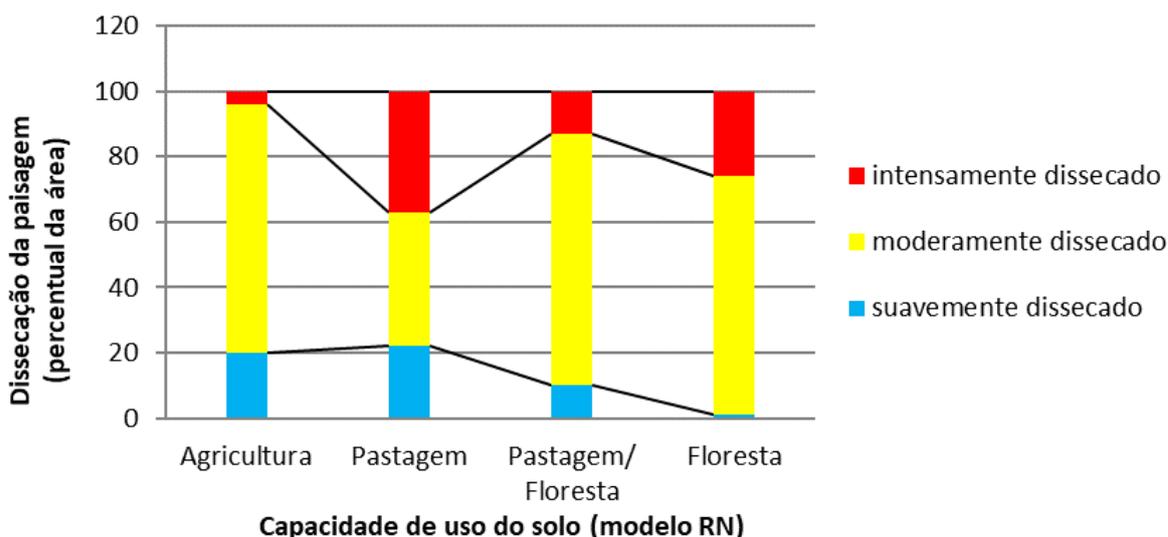


Figura 16. Distribuição da dissecação da paisagem por classe de capacidade de uso do solo (modelo RN). Fonte: Elaborado pelo autor.

Nenhum padrão foi encontrado para a ocupação do solo por pastagem (Figura 16). A zona de aptidão de pastagem foi encontrada sobre os três níveis de dissecação, podendo-se concluir que é possível ter zonas de pastagens nas zonas baixa, intermediária e alta. As zonas de pastagem/floresta apresentam comportamento distinto sobre as dissecações, porém não há uma discriminação relativamente característica. A aptidão para floresta é encontrada nas zonas moderadas dissecadas, mas também em alta dissecação, que é o mais recomendável.

As zonas de aptidão natural para pastagem apresentaram comportamento distinto das zonas de aptidão agrícola ou florestal, uma vez que o comportamento da distribuição espacial desta aptidão parece ocorrer de forma independente da dissecação da paisagem. Por este motivo, é possível instalar pastagens de forma sustentável em qualquer tipo de paisagem e dissecação sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Tietê e Planalto Ocidental Paulista, desde que se respeitem as características do relevo.

Os resultados mostram que, independentemente da capacidade de uso do solo, as áreas de dissecação moderada ocupam 70% do território da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê. Este resultado demonstra a interferência das características do relevo (D e Dd) como sendo independente das características intrínsecas à paisagem (modelo RN – dissecação). Este fato não se aplicou à capacidade de uso do solo destinado à área de pastagens, e nestas regiões o percentual desce para 41%.

A capacidade de uso do solo destinada às zonas de aptidão florestal concentra-se nas regiões de moderada dissecação (73%), embora não estejam localizadas em zonas de baixa dissecação, mas existe um percentual de cerca de 30% da área, sugerindo também, nesta região, a aptidão florestal, nas zonas de dissecação muito elevada.

A correlação encontrada entre a ocupação florestal sobre as zonas de moderada a alta dissecação sugere que a união entre as duas metodologias pode refinar a acurácia da aptidão florestal em diferentes escalas de trabalho ou em bacias e sub-bacias representativas. Isto se deve às áreas com elevada dissecação da paisagem. As práticas de gestão florestal necessitam ser mais bem manejadas devido ao impacto e ao risco de erosão quando aliada ao solo exposto após os cortes ou incêndios, não apenas pelos declives e densidades de drenagens elevadas, mas também pela geomorfologia rugosa. A rugosidade do relevo mais acentuada (geomorfologia rugosa – alta dissecação) correlaciona-se com as taxas de denudação da superfície.

O resultado confirma a relação existente entre o método RN utilizado para a definição das subclasses RN-dissecação. A partir dos resultados alcançados na análise, é possível definir um passo importante no refinamento da metodologia que define as subclasses da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas.

As novas subclasses receberam os seguintes nomes, capacidade de uso do solo (modelo RN – dissecação):

1,2) agricultura em suave e moderada dissecação das paisagens, respectivamente;

3,4,5) pastagens em suave, moderada e intensa dissecação das paisagens, respectivamente;

6) mosaico de pastagens e floresta;

7,8) floresta em moderada e intensa dissecação das paisagens, respectivamente;

9) áreas agrícolas ou florestais atípicas, que se destinam a representar regiões adequadas para a agricultura, mas localizadas em paisagens intensamente dissecadas e em regiões adequadas para a silvicultura, mas situadas em paisagens suavemente dissecadas.

No entanto, a produção de espécies florestais em áreas com alta dissecação precisa ser mais cuidadosamente manejada, quando comparada com a produção em áreas com moderada dissecação, uma vez que as superfícies marcadamente curvas de regiões altamente dissecadas são mais propensas a desnudamento do que as superfícies planas e onduladas de regiões suavemente dissecadas (Godard et al., 2016; Vasconcelos, 2016; Von Blanckenburg, 2006). Por meio do correto planejamento da alocação do uso do solo e da implementação de medidas de conservação adaptadas às classes de capacidade de uso com dissecação, o risco de erosão ligado à exposição do solo após incêndios florestais ou cortes claros pode ser significativamente reduzido. O mesmo raciocínio vale para as áreas onde a capacidade determina o uso para agricultura. Neste caso, no entanto, há implementação de medidas de conservação das regiões onde a agricultura é praticada em áreas suavemente dissecadas, das regiões que ocupam paisagens com moderadas dissecações.

Os níveis de dissecação (incisão da drenagem) e denudação (remoção do manto de intemperismo) apresentam padrões distintos sobre cada etchplano (Vasconcelos, 2016), fazendo com que se altere a capacidade de suporte de uso da terra. Cada compartimento estudado apresenta especificidades na geologia, pedologia e dissecação, o que imprime uma característica própria na taxa de

denudação (Von Blanckenburg, 2006). Quanto maior a irregularidade do terreno, maior serão as taxas naturais de denudação atuando sobre a superfície terrestre. Assim, a taxa de transporte dos sedimentos ocasionada pela chuva sobre a crista contribui no processo de erosão natural (Godard et al., 2016).

Além de contribuir para um melhor planejamento e gerenciamento das atividades nas bacias hidrográficas rurais, esta nova classificação, baseada na integração de parâmetros de relevo, pode ajudar na compreensão dos padrões de tipo de solo nos compartimentos da paisagem (Siqueira et al., 2015), ou seja, a fonte de novos dados de entrada para modelos de paisagem (Marques Jr. e Lepsch, 2000; Marques Jr., 1995), além de outras vantagens operacionais.

Um importante resultado da tabulação cruzada entre a forma do terreno e o relevo refere-se ao controle das subclasses do modelo RN-dissecação pela heterogeneidade litológica e climática (precipitação) dentro da área estudada. Isso prova a hipótese inicial de que o refinamento das classes de capacidade do modelo RN, usando os níveis de dissecação da paisagem, é obrigatório para grandes bacias hidrográficas, como a Bacia Hidrográfica do Tietê.

A adequação e a reavaliação da capacidade da terra é uma estratégia que pode contribuir, também, para a diminuição da degradação dos solos tropicais (Sadiki et al., 2009). Estas novas classes podem ser definidas como unidades de mapeamento para a definição dos corpos de solos delineados e agrupados de acordo com características morfológicas, com a variabilidade dos atributos do solo e com as recomendações de manejo (Siqueira et al., 2015).

4.3.2 Validação da capacidade de uso do solo em Bacias Hidrográficas

A validação das novas classes (modelo RN – Dissecação) foram confirmadas pelas médias categóricas da suscetibilidade magnética. A validação de subclasses de RN-dissecação, utilizando medidas de suscetibilidade magnética, pressupõe a conformidade entre o uso real e natural da terra, o que significa a ausência de conflitos

ambientais no uso da terra dentro da área estudada. A proposta de avaliar a capacidade do solo pode auxiliar a reduzir a degradação do solo no ambiente tropical.

A χ_{fd} (%) foi utilizada para a discriminação das primeiras oito novas subclasses de capacidade de uso do solo (Modelo RN-dissecação), porque a nona classe é utilizada para definição de zonas em áreas agrícolas ou florestais atípicas, destinadas às sub-bacias de transição entre os usos potenciais. A assinatura da média categórica de cada classe foi determinada estatisticamente.

Os cálculos demonstram que é possível o uso da assinatura magnética (χ_{fd} %) para validar a classificação da aptidão existente na combinação do modelo RN (declive + densidade de drenagem do terreno) com a dissecação da paisagem (frequência da curvatura da superfície topográfica e das formas do terreno), como viável em grande parte da bacia hidrográfica.

A análise detectou também que existem regiões onde essa viabilidade é reduzida, pois nestas áreas os valores médios da assinatura magnética (χ_{fd} %), desviam-se da média categórica das classes de aptidão, conforme verificado pelo intervalo de confiança (Tabela 17). Nesses casos, a validação ocorre, exceto para a classe de capacidade híbrida (pastagem / floresta).

O χ_{fd} (%) é maior em áreas de agricultura, pastagem e pastagem / floresta localizadas em paisagens com baixa dissecação (χ_{fd} % > 10%) e menor em áreas de pastagem ou floresta localizadas em paisagens altamente dissecadas (χ_{fd} % < 5,8%). As áreas dissecadas moderadamente, independentemente da classe de capacidade, apresentaram valores intermediários (χ_{fd} %; 8,34 - 9,24%).

Tabela 17. Classes de capacidade de uso e de dissecação e seus valores de médias categóricas de suscetibilidade magnética de frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$).

Sub-classes (modelo RN – dissecação)		Médias categóricas $\chi_{fd}(\%)$	Intervalo de confiança IC (95%)*	Números de comparti- mentos		Compartimentos com desvios $\chi_{fd}(\%) < 15\%$		Distribuição espacial	
ID	Descrição			<i>n</i>	<i>n</i> (%)	<i>n</i>	<i>n</i> (%)	Área (km)	Área (%)
1	Agricultura em áreas suavemente dissecadas	10,02	(9,64 – 10,40)	7	4	5	71	464,1	2%
2	Agricultura em áreas moderadamente dissecadas	8,94	(8,77 – 9,10)	21	12	10	48	1716,5	8%
3	Pastagens em áreas suavemente dissecadas	11,01	(10,75 – 11,26)	10	6	6	60	1611,6	7%
4	Pastagens em áreas moderadamente dissecadas	9,24	(9,07 – 9,40)	23	13	12	52	3045,3	14%
5	Pastagens em áreas altamente dissecadas	6,41	(6,12 – 6,69)	6	3	2	33	2766,5	13%
6	Pastagens/ Florestas em áreas moderadamente dissecadas	8,34	(8,22 – 8,47)	58	33	30	52	12095,8	56%
7	Florestas em áreas moderadamente dissecadas	8,48	(8,33 – 8,64)	25	14	20	80	8611,1	40%
8	Florestas em áreas altamente dissecadas	8,11	(7,92 – 8,30)	19	11	17	89	3006,9	14%
9	Áreas atípica de agricultura e floresta	-	-	6	3	-	-	234,9	1%
Total				175	100	102	58	21699,8	100%

*IC: Intervalo de Confiança de 95%.

Pode-se observar que a capacidade de uso de solos mais extremos (agricultura e floresta), seguidos por níveis extremos de dissecação (baixa e alto), e as pastagens, em qualquer nível de dissecação, diferenciam-se significativamente entre si. As áreas com capacidade de pastagem diferiram das áreas com capacidade agrícola ou florestal, uma vez que a distribuição dessa classe de capacidade parece ocorrer independentemente da dissecação. Em geral, os valores de $\chi_{fd}(\%)$ diminuem à medida que o nível de dissecação da paisagem se intensifica. Assim, as regiões onde os escores do $\chi_{fd}(\%)$ são baixos devem ser consideradas para proteção com cobertura florestal ou ser alvo de projetos de conservação equivalentes.

A Tabela 17 é resultado da análise comparativa entre os compartimentos resultantes da intersecção do mapa de capacidade de uso do solo e dissecação, formando 175 sub-regiões ($n=175$). Estas áreas representativas foram testadas de acordo com a subclasse de pertencimento (9 subclasses). O número de compartimentos (n e $n(\%)$) alocados para cada classe, sendo 175 compartimentos. Viabilidade do modelo de alocação de SM: o número de compartimentos (n e $n(\%)$) com $\chi_{fd}(\%)$ a menos de 85% das médias categóricas é mostrado nas colunas 6 e 7 e são 102 (58%) no total. Nestes compartimentos, a validação de campo de classes de dissecação de capacidade pelos valores $\chi_{fd}(\%)$ é viável.

A nova subclasse agricultura suavemente dissecada diferencia significativamente ($p<0,05$) da classe agricultura moderadamente dissecada, pois os intervalos de confiança são independentes. A subclasse da pastagem com suave dissecação diferencia significativamente ($p<0,05$) de todas as outras subclasses apresentadas pela independência de seus IC. Também pela independência dos IC, as subclasses do uso de pastagem diferenciam significativamente ($p<0,05$) entre si, quanto aos níveis de dissecação suave, moderada e intensa). Porém, as subclasses: pastagem em intensa dissecação, pastagem e floresta em moderada dissecação, e as florestas com moderada e alta dissecação não diferenciam significativamente ($p<0,05$) entre si, já que os valores dos intervalos de confiança não são independentes.

Os valores médios do $\chi_{fd}(\%)$ em cada compartimento de capacidade de dissecação, com suas médias categóricas (Tabela 17), são observados em grandes

porções das sub-bacias, mas permanecem elevados em alguns setores (Figura 17). A diferenciação entre as classes foi mais expressiva para as classes de dissecação extremas (suave e intensa). Em todos os casos, os valores de $\chi_{fd}(\%)$ podem ser usados como campo de validação de classes de dissecação de capacidades delineadas por métodos cartográficos.

Ao comparar os valores médios de $\chi_{fd}(\%)$ em cada compartimento de capacidade - dissecação com suas médias categóricas (Tabela 17), desvios reduzidos (<15%) são observados em grandes porções das sub-bacias, mas permanecem altos em alguns setores (Figura 17). Médias categóricas foram observadas em 102 (58%) dos 175 compartimentos. As classes com maior aproximação às médias categóricas correspondem a florestas em áreas intensamente dissecadas (89% dos casos), seguidas de floresta em áreas com dissecação moderada (80%) e agricultura em áreas com suave dissecação (71%). Nestes compartimentos, o $\chi_{fd}(\%)$ pode ser usado como parâmetro de validação de campo da classe de dissecação de capacidade. Em outras palavras, o modelo de validação baseado em $\chi_{fd}(\%)$ é confiável nessas áreas. A suscetibilidade frequência dependente geralmente aumentam com o intemperismo, porém superimposição litológico e o material de origem deve ser levado em consideração (Preetz et al., 2017).

As mudanças mais expressivas ocorreram para a classe de capacidade pastagem / floresta. Este resultado é justificado porque esta classe é inerentemente “híbrida”. No geral, os resultados justificam a ampliação do uso da suscetibilidade magnética para o zoneamento de aplicações agroflorestais no meio rural, antes restrito a estudos de produtividade agrícola ou estudos de física e química do solo (Marques Jr. et al., 2014). A classe de dissecação de capacidade denominada pastagem / floresta não pode ser validada por $\chi_{fd}(\%)$ em aproximadamente 50% dos casos (28 de 58 compartimentos; Tabela 17). Além disso, a classe de capacidade florestal, independentemente da dissecação, responde ineficientemente ao modelo de validação em alguns compartimentos extensos no sudeste e noroeste da área estudada. No primeiro caso (classe de pastagem / floresta), a ineficiência do modelo provavelmente está relacionada ao caráter híbrido da classe, mas este argumento não pode ser aplicado ao caso da classe de floresta.

No entanto, na maioria das áreas florestais, onde o modelo de validação não é confiável, o compartimento é amplamente ocupado (19 - 78%) por áreas em conflito grave (Classe 3). Nestes casos, a razão para a perda de eficácia pode ser a perturbação das propriedades do solo operadas pela instalação inicial, pelo desenvolvimento e pela propagação dos conflitos dentro do compartimento.

O efeito de conflitos nas propriedades do solo também é capturado pelos valores de χ_{bf} (Tabela 18), que aumentam para o aumento da classe de conflito, expondo um aumento na presença de minerais magnéticos no solo devido à expansão territorial de conflitos severos. No setor sudeste da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, o modelo de validação baseado na SM permanece válido em um conjunto de compartimentos onde conflitos de Classe 3 foram inicialmente estabelecidos e desenvolvidos (Figura 18).

Tabela 18. Os valores médios da suscetibilidade magnética em baixa frequência (χ_{bf}) e suscetibilidade magnética da frequência-dependente ($\chi_{fd}(\%)$) são relativos a várias classes de conflitos.

Classes de Conflitos	χ_{bf}		χ_{fd}	
	$\times 10^{-6} [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$		(%)	
	Média	IC (95%)	Média	IC (95%)
Sem conflitos	2,0	(1,81 - 2,17)	8,20	(7,97 - 8,43)
Classe 1	2,4	(1,98 - 2,81)	8,53	(8,24 - 8,82)
Classe 2	2,5	(1,80 - 3,17)	8,21	(7,86 - 8,56)
Classe 3	3,9	(2,94 - 4,90)	8,57	(8,28 - 8,86)

*IC: Intervalo de Confiança de 95%.

A χ_{bf} apresentou diferença significativa ($p < 0,05$), pois seus IC são independentes entre as áreas de conflito classe 3 e sem conflito de uso. Não houve diferença significativas ($p > 0,05$) entre as classes de sem conflito de uso com classe de conflito 1 e 2, pois os valores de seus respectivos IC, não são independentes. As classes de conflito e sem conflito de uso não diferem significativamente ($p > 0,05$) entre si pelos seus valores dos intervalos de confiança (95%) da $\chi_{fd}(\%)$. Deve-se notar, no entanto, que, nos compartimentos observados, a propagação do conflito, na maioria dos casos, não excedeu 10% da área do compartimento. Em geral, quando os conflitos das Classes 1 e 2 dominam o modelo de validação, eles não são afetados pela proporção de área em conflito dentro do compartimento (Figura 17).

Vale salientar que a existência do conflito 3 é a condição necessária para que ocorra a perturbação da relação entre a capacidade de uso do solo e as médias categóricas da SM, mas não é condição suficiente, visto que é necessário que a área ocupada por esse conflito, na sub-bacia estudada, atinja elevadas proporções.

As áreas de conflito da Classe 3 (conflito grave) cobrem mais de 20% da área da sub-bacia, e o modelo de validação provavelmente falhará. Pode-se argumentar que o colapso resulta de mudanças que os conflitos provocam nas propriedades do solo (Valera et al., 2016), que reduzem sua resistência à erosão (Pacheco et al., 2014; Valle Júnior et al., 2014). Não é de surpreender que essas mudanças também modifiquem a suscetibilidade magnética do solo. De fato, isso foi ilustrado na Figura 17, onde os compartimentos florestais com alta porcentagem de conflitos de Classe 3 mostram valores de $\chi_{fd}(\%)$ que claramente se desviam ($> 15\%$) da referência. Em geral, a interferência de conflitos nos escores da SM (χ_{bf} e $\chi_{fd}(\%)$) provocaram um aumento de valor.

Para classes de conflito elevadas a erosão é amplificada ao máximo, e por isso é que o χ_{bf} aumenta com a classe de conflito (Tabela 18). Ao se comparar visualmente as sub-bacias, foram encontradas regiões onde a viabilidade do padrão da assinatura magnética característica se encontra inferior a 85%. Na comparação realizada entre estas regiões e o mapa de conflitos (Figura 17), verifica-se que existe uma associação, dado que, nas regiões com maiores níveis de conflito, existe um distanciamento das médias categóricas, atuando com zonas responsáveis na perda da viabilidade do modelo.

De acordo com a Figura 17, verifica-se que, na zona SE da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê (margem esquerda), existe a presença de muitas bacias com o conflito de classe 3, porém a representatividade em área do conflito por sub-bacia é inferior a 10 %. Nestas sub-bacias, a relação entre a aptidão e a SM da classe não é alterada (as sub-bacias não são sobrepostas por trama de linha inclinada). Já nas sub-bacias do NW e do SE, centradas à margem direita, a porcentagem de ocupação pelo conflito 3 é superior, e por esse motivo a SM desvia-se da SM da classe, deixando de relacionar-se a classe da capacidade de uso do solo, passando à representar o próprio conflito.

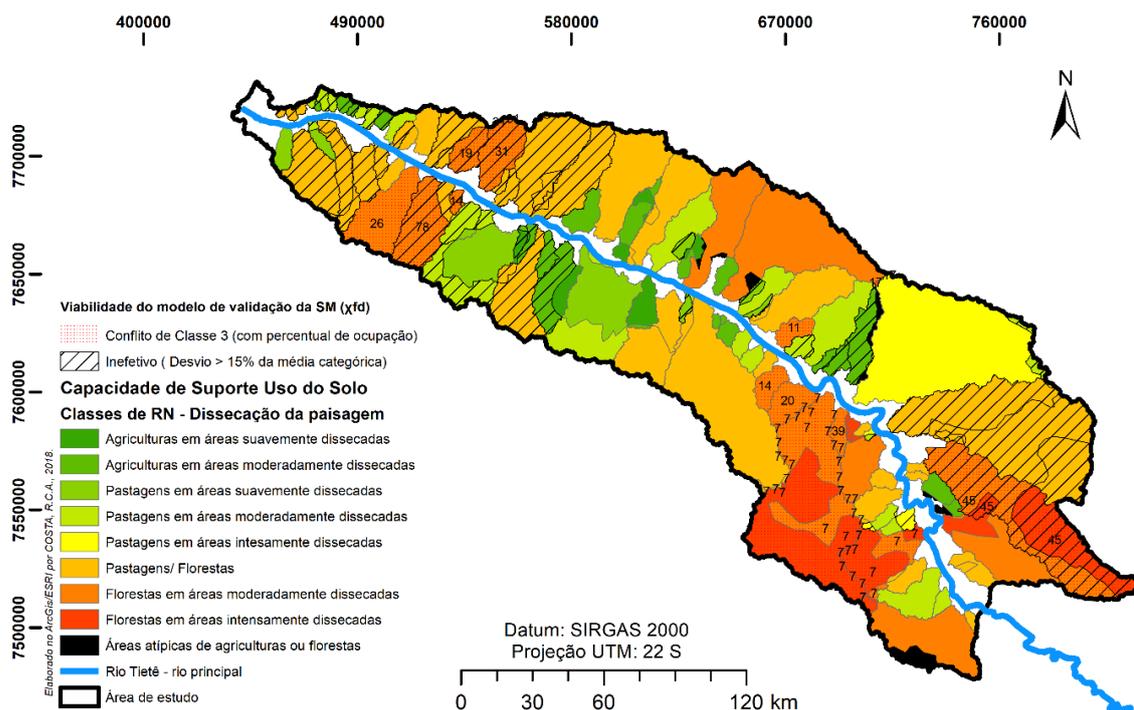


Figura 17. Capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas (modelo RN-dissecação), as áreas sombreadas desvio maior que 15% da χ_{fd} (%) e áreas pontilhadas são regiões com conflito severo (conflito 3 e percentual de ocupação) Fonte: Elaborado pelo autor.

Os compartimentos de capacidade florestal com alta porcentagem de áreas conflitantes da Classe 3 apresentaram valores de χ_{fd} (%) claramente diferentes de suas médias categóricas (desvios > 15%). De acordo com a proporção da sub-bacia afetada pelo conflito, o modelo parece ser apenas sensível à classe 3 conflito e que a sensibilidade varia muito, dependendo do tipo litológico. Em particular, a análise sugeriu que o modelo deveria ser muito sensível à expansão de conflitos em bacias dominadas pela Formação Serra Geral, perdendo a eficácia em áreas de conflito muito pequenas.

Para testar a diferenciação existente entre as zonas de maior conflito com as médias categóricas da assinatura magnética, projeta-se a proporção da área da sub-bacia em conflito contra a viabilidade do modelo χ_{fd} (%). Aparentemente, as Classes 1 e 2 (conflitos menos severos) não se alteram com a viabilidade do modelo; porém, na Classe 3, observa-se que a viabilidade decresce linearmente com a proporção de área da sub-bacia (Figura 18).

Para bacias afetadas por conflitos de Classe 3, foi possível ajustar modelos de regressão linear ao conjunto de pontos projetados (Figura 18). No entanto, o ajuste só atingiu coeficientes aceitáveis de determinação ($r^2 > 0,6$) após a discriminação das sub-bacias como função do tipo litológico dominante. Os conflitos têm por consequência a amplificação da erosão. Elevados níveis de erosão deixam no solo os minerais mais resistentes, muitos dos quais têm elevada suscetibilidade magnética (p.e. micas, argilas, por terem elevados teores em ferro, titânio, manganês, etc.).

Em locais onde o alicerce é constituído pela formação Vale do Rio do Peixe, a equação de regressão determina que o modelo de validação da SM perde eficácia (desvio > 15%) quando a área em conflito excede 61% da sub-bacia. Para sub-bacias onde as formações Serra Geral e Vale do Peixe aparecem em proporções semelhantes, a perda de eficácia ocorrerá sempre que a área em conflito exceder 25%. Portanto, a perda de eficácia nas bacias ocupadas pela formação Serra Geral ocorre por menores proporções na área em conflito.

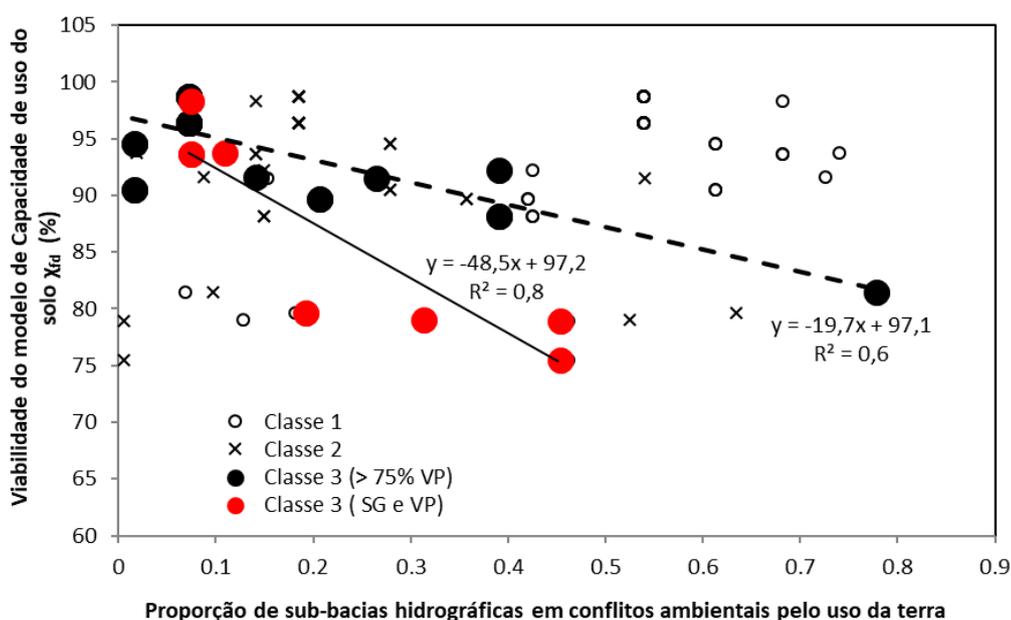


Figura 18. Viabilidade do χ_{fd} (%) no modelo de validação em função da área de conflito e classe de conflito. O eixo horizontal exibe a proporção da área da sub-bacias afetada pelo conflito. O eixo vertical representa a aproximação da sub-bacia SM para as médias categóricas das subclasses do modelo RN-dissecação. Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com a equação de ajuste, verifica-se que, nas bacias onde não existe conflito de Classe 3, sendo 0 a área destinada à este conflito, então a viabilidade do modelo da assinatura magnética aproxima-se a 100% (mínimo de 97%). Porém,

em sub-bacias onde existe toda a área em conflito (proporção = 1), a viabilidade do modelo chega acerca de 30% (mínimo de 28,1%). Estes resultados explicam as zonas onde o modelo de assinatura magnética, para a determinação da capacidade de uso do solo típico apresenta distorções. Estas falhas encontradas no modelo de SM, em algumas zonas da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, podem ser explicadas devido ao impacto gerado pelos conflitos, como erosão acentuada do solo.

As sub-bacias localizadas na formação Serra Geral foram mais suscetíveis às mudanças causadas pelos conflitos. Como se pode observar na Figura 18, no gráfico, o comportamento dos círculos vermelhos, na formação Serra Geral, alterou a distribuição dos dados, gerando maior impacto (48,5% com $R^2=0,8$). Ou seja, o aumento da área de Conflito 3 faz reduzir a SM, perturbando a relação existente entre a aptidão e a SM, sendo que o efeito é muito maior na formação Serra Geral, como observado na formação Vale do Rio do Peixe.

Mas a quantidade e o tipo de minerais com suscetibilidade magnética elevada variam de acordo com a formação geológica, assim como a maior ou menor resistência à erosão da mesma. Dependendo da formação geológica, será possível que a relação do gráfico seja ligeiramente diferente. Não se discriminando a geologia no gráfico (Figura 18), o resultado é uma relação geral válida para todas as formações geológicas presentes que, naturalmente, não sendo representativas de nenhuma formação em concreto, resultam em alguma dispersão. As sub-bacias localizadas na formação Serra Geral foram mais suscetíveis às mudanças causadas pelos conflitos.

Preetz et al. (2017) observou relação diferente entre a origem dos solos. Os solos derivados de rochas ígneas ácidas, argilas, ardósias de argila e filitos mostram uma correlação positiva entre vermelhidão e suscetibilidade frequência dependente, tornando essas propriedades adequadas para indicar intemperismo. Já os solos derivados de rochas ígneas ultrabásicas, básicas e intermediárias e arenitos não apresentam correlação significativa (Preetz et al., 2017).

O resultado pressupõe que o efeito de concentração dos minerais expressos pela suscetibilidade magnética, vulneráveis à amplificação da erosão, seja maior na formação Serra Geral. Os valores de SM e o teor de argila podem ser explicados devido à maior localização da superfície convexa na geologia Serra Geral. Já nas regiões de transição geológica, o material de origem age como o principal fator

influyente nos valores de SM, uma vez que controla o conteúdo de minerais principais resistentes ao intemperismo e aqueles que permanecem no solo (por exemplo, magnetita) (Teixeira et al., 2018). O material parental coordena a disponibilidade de ferro no solo e afeta a neoformação de outros minerais com expressão magnética (Hanesch e Scholger, 2005).

A incorporação e a análise diferenciada do mapeamento da suscetibilidade magnética, utilizando-se de informações geológicas e geomorfológicas, auxiliam em ganhos na continuidade espacial, devendo ser consideradas devido a sua alta resposta a mudanças pedoambientais, como a causada por transições geológicas e geomorfológicas (Teixeira et al., 2017).

A SM responde muito às pressões exercidas sobre o solo, como a perda de solo por erosão (Hanesch e Scholger, 2005; Ventura Jr. et al., 2001; Parsons et al., 2010). A presença da magnetita, que durante a pedogênese, por intemperismo físico e oxidação, é transformada em maghemita, pedogênica encontrada na fração argila dos solos tropicais (Resende et al., 1988; Fontes et al., 2000). Desta forma, a SM atua como um pedoindicador ambiental, pois reflete os processos pedogenéticos e o grau de dissecação da paisagem (Dearing, 1999; Lu et al., 2008).

Após a separação das sub-bacias em conflito mediante a expressão da formação geológica, verifica-se que a geologia apresenta influência direta nas relações estudadas. Os círculos pretos revelam a relação existente entre a formação Vale do Rio do Peixe, e conforme se pode observar pelo R^2 , não foi observada melhora no aspecto do gráfico, porém a dispersão dos pontos foi diminuída, ficando mais próxima à reta. Pode-se observar, também, que o decréscimo da $\chi_{fd}(\%)$ provocado pelos conflitos fica mesmo pronunciado, e altera-se de 28 % para 19%. A SM não apenas separou compartimento geológico como discriminou o grau de dissecação dos solos da Formação Serra Geral, mas observa-se que os solo dos pedoambientes pouco dissecados são mais intemperizados e, foram os que mais expressaram a SM (Silva, 2016).

Fato importante encontrado está na variação da assinatura magnética $\chi_{fd}(\%)$ sobre os níveis de dissecação da paisagem, pois quanto maior for a dissecação da área menor que $\chi_{fd}(\%)$. Desta forma, pode-se sugerir que, em zonas com menores

níveis de $\chi_{fd}(\%)$, devem ser protegidas com floresta ou possuírem amplos projetos de manejos sustentáveis.

A SM é um parâmetro importante para a caracterização de áreas mais homogêneas, sendo já bastante utilizado na área de definição de superfícies geomórficas (Matias et al., 2013), agora aplicada para definição de classes de aptidão. É utilizado nos estudos relativos ao ordenamento da ocupação dos solos, visto que a SM responde aos impactos ambientais de pressões exercidas sobre o solo, como a perda de solo por erosão (Parsons et al., 2010). Assim, a utilização adequada do solo minimizará a perda de solo e de nutrientes, como matéria orgânica e potássio (Pacheco et al., 2014; Valle Júnior et al., 2014; Valera et al., 2016).

Este estudo amplia a utilização da SM no zoneamento e aplicações em áreas agrícolas, já empregada nos estudos alinhados a produtividade agrícola (Cortez et al., 2011; Marques Júnior et al., 2014) e química e física do solo (Peluco et al., 2015; Peluco et al., 2013; Yang et al., 2016; Leal et al., 2015) para o zoneamento agrícola. A adequação e a reavaliação da capacidade da terra são uma estratégia que pode contribuir, também, para a diminuição da degradação dos solos tropicais (Sadiki et al., 2009).

O modelo de capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas (RN-dissecação) auxilia na tomada de decisão, devendo ser utilizados pelos tomadores de decisão e autoridades nacionais para reforçar a adequação ambiental de propriedades rurais, diminuindo assim os custos ambientais resultantes a degradação dos solos, discussão introduzida pelo “princípio do poluidor-pagador” (PPP), Princípio 16 da Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Valera et al., 2017; Sarlet e Fensterseifer, 2014; Akhtar-Schuster et al., 2017).

5 CONCLUSÕES

A integração dos parâmetros de relevo (declividade do terreno, densidade de drenagem) e os parâmetros formados pela paisagem (dissecação, medida pela forma e pela curvatura do terreno) possibilitaram a criação de um modelo único eficiente para bacias heterogêneas, heterogeneidade geológica e climática, e mais eficiente para escalas regionais e locais.

Os parâmetros mineralógicos do solo (susceptibilidade magnética) mostraram-se capazes de validar as subclasses. Os valores de $\chi_{fd}(\%)$ diminuem de áreas suavemente dissecadas para áreas altamente dissecadas e de capacidade de uso agrícola para capacidade florestal. Os conflitos ambientais de uso do solo podem interferir nas médias categóricas e intervalos de confiança determinados para cada classe.

Na Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, a ruptura das tendências do $\chi_{fd}(\%)$ é particularmente evidente nas sub-bacias afetadas por conflitos de classe 3 (os mais graves). Nessas sub-bacias, o uso de $\chi_{fd}(\%)$ como validação de campo das subclasses do modelo RN-dissecação não é viável a menos que a área ocupada por conflitos seja pequena, o valor limite pode variar de acordo com os tipos litológicos (formações geológicas).

Na área estudada, o limiar é grande onde a sub-bacia é ocupada por depósitos de cobertura (Formação Vale do Rio do Peixe), indicando que esse tipo litológico é relativamente insensível a conflitos. No entanto, o limite parece ser pequeno para áreas dominadas pelo basalto (Formação Serra Geral). No geral, o uso de uma avaliação combinada da capacidade de ocupação do uso do solo, com base em coeficiente de rugosidade, dissecação da paisagem e susceptibilidade magnética, mostrou-se eficiente na Bacia Hidrográfica do Rio Tietê e pode ser extrapolado para outras regiões do planeta caracterizadas pelo clima tropical.

6 REFERÊNCIAS

Akhtar-Schuster M, Stringer LC, Erlewein A, Metternicht G, Minelli S, Safriel U, Sommer S (2017) Unpacking the concept of land degradation neutrality and addressing its operation through the Rio Conventions. **J Environ Manage** 195, 4–15.

Aragão MAS (1997) O princípio do poluidor-pagador. Pedra angular da política comunitária do ambiente. São Paulo: Coimbra.

Asadi SS, Vasantha Rao BVT, Raju MV, Neela Rani P (2011) Land Use/Land Cover and Geomorphological Characteristics Study Using Remote sensing and GIS: A Model Study from Arunachal Pradesh, **Oriental Journal of Computer Science & Technology**, v. 4, n. (2): p. 341-349.

Balla MK, Awasthi KD, Singh BR, Sitaula BK, Pradhan BM (2007) Land use changes and geomorphometric analyses in Galaundu and Pokhare khola watersheds in Mid-hill region of Nepal. **International Journal of Ecology and Environmental Science**, 33 (2-3), pp. 171-182

Barbosa RS (2014) **Erodibilidade de Latossolos predita pela suscetibilidade magnética e espectroscopia de reflectância difusa**. 65 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Barrios MR, Marques JR J, Matias SSR, Panosso AR, Siqueira DS, Scala JR N (2017) Magnetic susceptibility as indicator of soil quality in sugarcane fields. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 2, p. 287 – 295.

Barrios MR, Marques JR J, Panosso AR, Siqueira DS, Scala JR NL (2012) Magnetic susceptibility to identify landscape segment son a detailed scale in the region of Jaboticabal, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa. v. 36, p. 1073-1082, 2012.

Bartington (2013) Operation Manual for MS2 Magnetic Susceptibility System. 2013. Disponível em: <<http://www.bartington.com/Literaturepdf/Operation%20Manuals/om0408%20MS2.pdf>>. Acesso em: 22 de abr. 2016.

Bazaglia Filho O (2012) **Comparação entre mapas de solos obtidos pelos métodos convencional e digital numa área complexa**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Beek KL (1978) Land evaluation for agricultural development. Wageningen, International Institute for Land Reclamation and Improvement. 333p. (Publication 23).

Beltrame AV (1994) **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas**: modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. Da UFSC

Boardman JW, Kruse FA (1994) Automated spectral analysis a geological example using AVIRIS data, North Grapevine, Mountains, Nevada. Proceedings of the Tenth Thematic Conference on Geological Remote Sensing. San Antonio: [s.n.]. p. 407-418.

Bottero M, Comino E, Duriavig M, Ferretti V, Pomarico S, (2013) The application of a Multicriteria Spatial Decision Support System (MCSDSS) for the assessment of biodiversity conservation in the Province of Varese (Italy). **Land Use Policy** 30, 730 – 738.

Brannstrom C, Oliveira A M (2000) Human modification of stream valleys in the western plateau of Sao Paulo, Brazil: implications for environmental narratives and management. **Land Degradation & Development**, v. 11, n. 6, p. 535-548.

Brasil (1960) Ministério da Agricultura. Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agrônomicas. Serviço Nacional de Pesquisas Agrônomicas. Comissão de Solos. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo: contribuição à carta de solos do Brasil. Rio de Janeiro, 634 p. (Brasil. Ministério da Agricultura. SNPA. Boletim, 12).

Brasil (1981) Ministério das Minas e Energia, Secretaria Geral. PROJETO RADAM BRASIL: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro.

Brasil (1991) Lei nº 8.171, de 17 de janeiro de 1991. Dispõe sobre a política agrícola. **Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]**, n. 18.1.1991, Brasília, DF.

Brasil (2008) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos. Disponível em:< <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em: mar. 2015.

Buol SW (1990) Suelostropicales: clasificación y características. In: SALINAS, J. G.; GOULEY, L. M. **Sorgo para suelos ácidos**. Cali: CIAT, p. 49-62.

Camargo LA, Marques Jr. J, Pereira GT, Bahia ASRS (2014) Clay mineralogy and magnetic susceptibility of Oxisols in geomorphic surfaces. **Scientia Agricola**, Jaboticabal, v. 71, n. 3, p. 244-256.

Camargo LA, Marques Júnior J, Barrón V, Alleoni LRF, Barbosa RS, Pereira GT (2015) Mapping of clay, iron oxide and adsorbed phosphate in Oxisols using diffuse reflectance spectroscopy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 251–252, p. 124–132.

Carmo DAB (2018) Dados espectrais dos solos do Centro-Oeste Paulista por meio de sensores próximos. 107 p. Tese (Doutor em Agronomia - Produção Vegetal), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2018

Carneiro AAO, Touse AT, Baffa O (2003) Avaliação da suscetibilidade magnética usando uma balança analítica. **Química Nova**, v.26, p.952-956, 2003.

Cavalini SR, Costa ACS, Souza Junior IG, Hoepers A, Vilar CC, Licht OAB (2006) Variabilidade Espacial Da Susceptibilidade Magnética De Solos Do Estado Do Paraná.

In: Reunião Anual da SBPC. **Anais eletrônicos...** Florianópolis, SC. Disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra/JNIC/RESUMOS/resumo_1304.html>. Acesso em: 20 ago. 2018.

Cortez LA, Marques JR. J, Peluco RG, Teixeira DBT, Siqueira DS (2011) Suscetibilidade magnética para identificação de áreas de manejo específico em citricultura. **Energia na Agricultura**, Botucatu v. 26, p. 60-79.

Costa ACS, Bigham JM, Rhoton FE, Traina SJ (1999) Quantification and characterization of maghemite in soils derived from volcanic rocks in southern Brazil. **Clays and Clays Minerals**, Aurora, v. 47, n. 4, p. 466-473.

Costa RCA (2015) **Indicadores Morfométricos**: uma ferramenta no diagnóstico da vulnerabilidade ambiental. 78 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

CPLA/ IG, 2014. Coordenadoria de Planejamento Ambiental/ Instituto Geológico. Unidades Homogêneas de Uso e Cobertura da Terra 2014. Disponível em: <http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/Ficha_Tecnica_UHCT.pdf>.

CPRM (2006) Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Marconato et al. Breve descrição das unidades litoestratigráficas aflorantes no Estado de São Paulo. Programa Geologia do Brasil. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:750.000.

Curi N (1983) Lithosequence and toposequence of oxisols from Goiás and Minas Gerais, Brazil. 158 f. Tesis (Ph.D.). West Lafayette, Purdue University.

DataGEO, SMA (2014). Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo – IDEA. Base Territorial Unificada. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=DATAGEO>>.

Dearing J, HAY K, Baban S, Huddleston A, Wellington E, Loveland P (1996) Magnetic susceptibility of soil: an evaluation of conflicting theories using a national data set. **Geophysical Journal International**. J. Int. 127, 728–734.

Dearing JA (1994) **Environmental magnetic susceptibility**. Using the Bartington MS2 system. England: British Library, 104 p.

Dearing JA (1999). Environmental magnetic susceptibility: Using the Bartington MS2 system. 2nd ed. Chi Publ., Kenilworth, UK.

Delarmelinda EA, Wadt P GS, Anjos LHC, Masutti CSM, Silva EF, Silva MB, Coelho RM, Shimizu SH, Couto WH (2011) Avaliação da aptidão agrícola de solos do Acre por diferentes especialistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 1841-1853.

Demattê JAM, Galdos MV, Guimarães R, Genú AM, Nanni MR, Zullo JR J (2007) Quantification of tropical soil attributes from ETM+/Landsat-7 data. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 8, n. 1, p. 3.813-3.829.

Dunlop DJ, Ozdemir O (1997) *Rock Magnetism fundamentals and Frontiers*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K.

Dunn M, Hickey R (1998) The effect of slope Algorithms on Slope Estimates within a GIS. **Cartography**, v. 27, n. 1, pp. 9 -15.

EMBRAPA (1979) - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos** (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 83p.

EMBRAPA (2013) - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 353 p.

ESRI (2011) ArcHydro Tools for ArcGIS 10.1 – Tutorial. New York St., Redlands, USA.

ESRI (2013) ArcGIS 10.1. Redlands, CA, USA, ESRI. New York St.

Evans I (2012). Geomorphometry and landform mapping: What is a landform? **Geomorphology**. 137.

Feick RD, Hall GB (2001) Balancing consensus and conflict with a GIS-based multi-participant, multi-criteria decision support tool. **GeoJournal** 53 (4), 391–406.

Fernandes KL (2017) Estimativa da caulinita e Gibbsita por técnicas de difração de raios X e espectroscopia de reflectância difusa dos solos do Planalto Ocidental Paulista. 70p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

Fontes MPF, Oliveira TS, Costa LM, Campos AAG (2000) Magnetic separation and evaluation of magnetization of Brazilian soils from different parent materials. **Geoderma**, Amsterdam, v. 96, n. 1–2, p. 81–99, 2000.

García-Ruiz JM (2010) The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. **Catena**, v. 81, n. 1, p. 1–11.

Giboshi ML, Rodrigues LHA, Neto FL (2006) A decision support system for recommending land use and soil management. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 861–866.

Godard V, Ollivier V, Bellier O, Miramont C, Shabanian E, Fleury J, ... & Aster TEAM (2016) Weathering-limited hillslope evolution in carbonate landscapes. **Earth and Planetary Science Letters**, 446, 10 - 20.

Granell-Pérez, M. del C. **Trabalhando Geografia com as Cartas Topográficas**. 2a ed. Ijuí: Ed. Unijuí, 2004, 128p.il.

Grimley DA, Arruda NK, Bramstedt MW (2004) Using magnetic susceptibility to facilitate more rapid, reproducible and precise delineation of hydric soils in the midwestern USA, **Catena**, Vol. 58 No. 2, pp. 183–213.

Guedes IC (2014) Análise Morfotectônica do Planalto Ocidental Paulista, Sul do Rio Tietê: indicadores de deformações neotectônicas na fisiografia da paisagem. Tese. (Doutorado em Geologia Regional). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Câmpus de Rio Claro, Rio Claro.

Hanesch M, Scholger R (2005) The influence of soil type on the magnetic susceptibility measured throughout soil profiles. **Geophys. J. Int.** 161 (1), 50–56.

Horton R (1945) Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of American Bulletin**, New York, v.56, n. 3, p. 275-370.

Hudson N. (1971) **Soil conservation**. New York, Cornell University Press, 302p.

Hunt CP, Moskowitz BM, Banerjee SK (1995) Magnetic properties of rocks and minerals. *Rock physics & phase relations: a handbook of physical constants*, 189-204.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Noções Básicas de Cartografia**. v. 1. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1999. 130 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 8).

Jong E, Nestor PA, Pennock DJ (1998) The use of magnetic susceptibility to measure long-term soil redistribution. **Catena**, 32 (1), 23–35.

Jong E, Pennock DJ, Nestor PA (2000) Magnetic susceptibility of soils in different slope positions in Saskatchewan, Canada, **Catena**, Amsterdam, v. 40, n. 3, p. 291-305.

Kämpf N, Scheniest AC, Schulze DG (1999) Oxide minerals. In: Malcon, S. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Washington DC, pp. F125–F133.

Klingebiel AA, Montgomery PH (1966) Land capability classification. *Agricultural Handbook no. 210*, USDA, Washington.

Koontz TM (2005) We finished the plan. So now what? Impacts of collaborative stakeholder participation on land use policy. **Policy Stud. J.** 33, 459–481.

Kosmas C, Danalatos N, CAMMERAAT LH, CHABART M, DIAMANTOPOULOS J, FARAND R, et al. (1997) The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. **Catena**, 29, 45–59.

Kovanen DJ, Slaymaker O (2008) The morphometric and stratigraphic framework for estimates of debris flow incidence in the North Cascades foothills, Washington State, USA. **Geomorphology**, 99, 224–45.

Kumar N, Gamboa LAP, Schreiber BC, Mascle J (1977) Geologic history and origin of Sao Paulo Plateau (Southeastern Brazilian Margin), comparison with the Angolan

margin and the early evolution of the Northern South Atlantic. Initial Reports of the Deep Sea Drilling Program, 39, 927–945.

Leal FT, França ABC, Siqueira DS, Teixeira DDB, Marques JR. J, LA Scala JR. N, (2015) Characterization of potential CO₂ emissions in agricultural areas using magnetic susceptibility. **Scientia Agricola**. 72, (6), 535-539.

Legros JP. **Mapping of the soil**, 411 pp., 2006.

Lepsch IF, Bellinazzi JR., R, Bertolini D, Espíndola CR (1991) **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4a aproximação, 2a. impressão revisada. Campinas: SBCS, 175p.

Lepsch IF, Buol SW, Daniels RB (1977) Soil-landscape relationships in an area of the Occidental Plateau of São Paulo, Brazil: I. Geomorphic surface and soil mapping units. **Soil Science Society of America Journal**, 41, 104–109.

Lepsch IF, Bellinazzi JR. R, Bertolini D, Espindola CR (2001) **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 175p.

Li Z, Liu WZ, Zheng FL (2013) Landuse changes and its relationship with topographic factors in the Jhing river catchment on the loess Plateau of China. **Springer Plus** 2013, 2(1), pp. 53.

Lira C, Amorim A, Silva NA, Tabora R (2016) Sistemas de Informação Geográfica Análise de Dados de Satélite. Lisboa: DGRM, 113p.

Longhitano GA (2010) Vants para Sensoriamento Remoto: Aplicabilidade na Avaliação e Monitoramento de Impactos Ambientais Causados por Acidentes com Cargas Perigosas. Dissertação (Mestre em Engenharia) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Lu SG, Xue QF, Zhu L, Yu JY (2008) Mineral magnetic properties of weathering sequence of soils derived from basalt in Eastern China. **Catena**, Amsterdam, v. 73, n. 1, p. 23–33.

Łukasik A, Magiera T, LASOTA J, Błońska E (2016) Background value of magnetic susceptibility in forest topsoil: Assessment on the basis of studies conducted in forest preserves of Poland. **Geoderma**, 264, 140-149.

Magiera T, Lis J, Nawrocki J, Strzyszczyński Z (2002) PODATNOŚĆ MAGNETYCZNA GLEB POLSKI (Magnetic susceptibility of soils in Poland). IPIŚ PAN Zabrze — Warszawa.

Maher B A, Thompson R (1999) **Palaeomonsoons I: the magnetic record of palaeoclimate in the terrestrial loess and palaeosol sequences, in quaternary climates, environments and magnetism**, Cambridge: University Press, p. 81 - 125.

Maher BA, Alekseev A, Alekseeva T (2003) Magnetic mineralogy of soils across the Russian Steppe: climatic dependence of pedogenic magnetite formation, **Palaeogeography. palaeoclimatology. Palaeoecology**. v. 201, p. 321– 341.

Marconato A, Turra B B, Salvador E D, Chieregati L A, D'Agostino L, Perrotta M Mi, Lopes R C. (2006) Breve descrição das unidades litoestratigráficas aflorantes no estado de São Paulo, Mapa geológico do Estado de São Paulo, Programa Geologia do Brasil, CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Escala 1:750.000.

Marques JR. J (1995) **Distribuição e atributos dos solos em relação à forma e evolução de uma vertente em Monte Alto, SP**. 226f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Marques JR. J, Lepsch IF (2000) Depósitos superficiais neoceno-zóicos, superfícies geomórficas e solos em Monte Alto, SP. **Geociências**, São Paulo, v.19, p.90-106.

Marques JR. J, Siqueira DS, Camargo LA, Teixeira DDB, Barrón V, Torrent J (2014) Magnetic susceptibility and diffuse reflectance spectroscopy to characterize the spatial variability of soil properties in a Brazilian Haplustalf. **Geoderma**. 63–71.

Martins Filho MV, Izidorio R, Marques Júnior J, Souza ZM, Pereira GT (2005) Variabilidade espacial de fatores de erosão em Latossolo Vermelho eutroférico sob cultivo de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola** (Impresso), v. 25, p. 105-114.

Martins Filho MV, Siqueira DS, Marques Júnior J (2015) Preparo dos solos tropicais: a importância de se conhecer a variabilidade dos atributos do solo. In: BELARDO GC, CASSIA MT, SILVA RPS. (Org.). **Processo agrícola e mecanização da cana-de-açúcar**. 1 ed. Jaboticabal: Associação Brasileira de Engenharia Agrícola - SBEA, v. 1, p. 149-175.

Mathé V, Lévêque F, Mathé PE, Chevallier C, Pons Y (2006) Soil anomaly mapping using a caesium magnetometer: limits in the low magnetic amplitude case. **Journal of Applied Geophysics**, v.58, p.202-217.

Matias SSR, Marques JR JM, Siqueira DS, Pereira GT (2013) Modelos de paisagem e susceptibilidade magnética na identificação e caracterização do solo. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 43, n. 1, p. 93-103, jan./mar.

Matias SSR, Marques JR. J, Pereira GT, Siqueira DS (2015) Ferramentas matemáticas, suscetibilidade magnética e modelos de paisagem aplicados na delimitação de áreas de manejo específico. **R. Bras. Ci. Solo**, 39, 968-980.

Matias SSR, Marques JR. J, Siqueira DS, Pereira GT, (2014) Outlining precision boundaries among areas with different variability standards using magnetic susceptibility and geomorphic surfaces. **Eng. Agric.** 34 (4), 695–706.

Mello Filho JA, Rocha JSM (1992) Diagnóstico físico-conservacionista da sub-bacia hidrográfica do rio Sesmaria, em Resende-RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 21. Anais Santa Maria, Sociedade Brasileira de

Engenharia Agrícola: Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Engenharia Rural. pp. 2178–91.

Melton MA (1957) An analysis of the relations among climate, surface properties and geomorphology. Technical Report no. 11. Columbia University, Department of Geology, [69 pp.].

Michel FM, Barrón VJ, Torrent J, Morales MP, Serna CJ, Boilye JF, Liu QS, Ambrosini A, Cismasu AC, Brown GE (2010) Ordered ferrimagnetic form of ferrihydrite reveals links between structure, composition and magnetism. **Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.**, v. 107, pp. 2787–2792.

Mullins C (1977) Susceptibilidade magnética do solo e seu significado na ciência do solo uma revisão J. **Soil Sci.**, 28, 223 – 246.

Oberski T, 2016. **Methods of identification and delimitation of concave terrain features based on ISOK-NMT data.** Tech. Sci. 19 (1), 59–70.

Osion GW (1974) Land classification. Ithaca, Cornell University Agricultural Experiment Station, **Soil Agriculture**. 4 (7): 1 – 34, (Agronomy, 4).

Pacheco FAL, Sanches Fernandes LF (2016) Environmental land use conflicts in catchments: a major cause of amplified nitrate in river water. **Science of the Total Environment**, 548–549, 173–188.

Pacheco FAL, Sanches Fernandes LF, Valle Junior RF, Valera CA, Pissarra TCT (2018) Land degradation: multiple environmental consequences and routes to neutrality, **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Elsevier Ltd, v. 5, pp. 79–86.

Pacheco FAL, Varandas SGP, Sanches Fernandes LF, Valle Junior RF (2014) Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, Amsterdam. v. 485-486, p. 110-120.

Parsons AJ, Wainwright J, Fukuwara T, Onda Y (2010) Using sediment travel distance to estimate medium-term erosion rates: a 16-year record. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex.

Peluco RG, Marques JR. J, Siqueira DS, Pereira GT, Barbosa RS, Teixeira DB (2015) Mapeamento do fósforo adsorvido por meio da cor e da susceptibilidade magnética do solo. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.50, n.3, p.259-266.

Peluco RG, Marques Junior J, Siqueira D, Pereira GT, Barbosa RS, Teixeira DDB, Adame CR, Cortez LA (2013) Susceptibilidade magnética do solo na estimação da capacidade de suporte à aplicação de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro v. 48, n. 6, 661-672.

Pike RJ (1986) Geometric Signatures of Intermediate-Scale Topography. **Geol. Soc. Amer. Abst. Prog.**, v. 18, no. 2, p. 171.

Pinto RC (2010) Verificação de aptidão de áreas selecionadas para instalação de parque de lazer no Município de Paranaguá-PR utilizando-se de sistemas de informações geográficas. **Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia**, Geoinf, 2 (1), 83–104.

Pissarra TCT, Politano W, Ferraudo AS (2004) Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28 (2): 297–305.

Pollo GZ (2013) Suscetibilidade magnética, atributos do solo e da planta na discriminação de áreas de manejo específico na cultura do café. 2013. 58 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Portela Filho CV, Ferreira FJF (2003) Processamento e interpretação de dados aeromagnéticos da região central do Arco de Ponta Grossa (Bacia do Paraná). International Congress of The Brazilian Geophysical Society held in Rio de Janeiro, Brazil, 14 -18.

Preetz H, Altfelder S, Igel J (2008) Tropical Soils and Landmine Detection – An Approach for a Classification System. **Soil Science Society of America Journal**, v.72, p.151-159.

Preetz H, Igel J, Hannam JA, Stadler S. (2017), Geoderma Relationship between magnetic properties and reddening of tropical soils as indicators of weathering, **Geoderma**, Elsevier, v. 303 n. May, pp. 143–149.

Quinton JN, Govers G, Van Oost K, Bardgett RD (2010) The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. **Nature Geoscience**, 3 (5), 311-314.

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Resende M, Santana DP, Rezende SB (1988) Susceptibilidade magnética em Latossolo do sudeste e sul do Brasil. In: REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO DE SOLOS E INTERPRETAÇÃO DE APTIDÃO AGRÍCOLA. 3, 1988, Rio de Janeiro: **Anais...**, Rio de Janeiro, EMBRAPA-SNLCS/SBCS, 1988a, p 233–258.

Robertson GP (1998) GS + geostatistics for the environmental sciences: GS+ user's guide. Plainwell: Gamma Design Software.

Rocha JSM, Kurtz SMJM (2001) (Org.) **Manual de Manejo Integrado de bacias Hidrográficas**. Santa Maria: Editora da UFSM, 282 p.

Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, Lambin EF, ... & Nykvist B (2009) A safe operating space for humanity. **Nature**, 461(7263), 472-475.

Rolim GS, Camargo MBP, Lania DG, Moraes JFL (2007) Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas

agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas. v. 66, n. 4, pp. 711-720.

Ross JLS, Moroz IC (1996) Mapa Geomorfológico Do Estado De São Paulo, Geography Department, University of Sao Paulo, No. April, pp. 41–58.

Rossi M (2017) Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal. v.1, 118 p.

Royall D (2001) Use of mineral magnetic measurements to investigate soil erosion and sediment delivery in a small agricultural catchment in limestone terrain. **Catena**, Amsterdam, v.46, p.15-34.

Ruy AC, Silva AM, Toledo CLB, Souza Filho CR (2006) Uso de dados aerogeofísicos de alta densidade para mapeamento geológico em terrenos altamente intemperizados: o estudo de caso da Região de Cláudio, porção Sul do Cráton São Francisco. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 535-546, 2006.

Sadiki A, Faleh A, Navas A, Bouhlassa S (2009) Using magnetic susceptibility to assess soil degradation in the Eastern Rif, Morocco. **Earth Surface Processes and Landforms**, Malden, v. 34, n. 15, p. 2057-2069, 2009.

Sanchez Neto V (2015) **Produção e qualidade da cana-de-açúcar em diferentes formas da paisagem**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2015.

Santana DP (1984) **Soil formation in a toposequence of oxisols from Patos de Minas Region, Minas Gerais State, Brazil**. 1984. 129 f. Thesis (Ph.D), West Lafayette, Purdue University.

Santos HL, Marques JR. J, Matias SSR, Siqueira DS, Pereira GT (2011) Suscetibilidade magnética na identificação de compartimentos da paisagem em uma vertente. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 6, n. 4, p. 710-716.

Santos HL, Marques JR. J, Matias SSR, Siqueira DS, Pereira GT (2013) Erosion factors and magnetic susceptibility in different compartments of a slope in Gilbués - PI, Brazil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal. v. 33, p. 64-74, 2013.

Santos RLR, Melo DHCTB, Rovani FM (2017) Decifrando a ferramenta SLOPE com arquivo raster (MDE) no no ArcGIS. **Revista MundoGEO**. Curitiba: MundoGEO, ano 19, n. 82, jul. 2017. (Conteúdo Complementar, on-line).

Sarmast M, Farpoor MH, Boroujeni IE (2017) Magnetic susceptibility of soils along a lithotoposequence in southeast Iran. **Catena** 156, 252–262.

Schumm SA (1956) Evolution of drainage systems & slopes in Badlands at Perth Anboy, New Jersey. **Bulletin of Geolofical Society of America**, v. 67, p. 597 – 646

Schwertmann U (1985) The effect of environments on iron oxide minerals. **Adv. Soil Sci.** 1, 172–200.

Silva AR, Souza Junior IGS, Costa ACS (2010) Suscetibilidade Magnética do horizonte B de solos do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 329-337.

Silva LS (2016) **Mineralogia da fração argila dos solos do Planalto Ocidental Paulista**, 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal.

Siqueira DS (2010) **Identificação de áreas de manejo específico para cana-de-açúcar utilizando suscetibilidade magnética do solo**. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Siqueira DS (2013) **Mapeamento de atributos e planejamento amostral para Latossolos utilizando suscetibilidade magnética, cor e relação solo-paisagem**. 109 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Siqueira DS, Marques JR J, Pereira GT, Teixeira DB, Vasconcelos V, Júnior OC, Martins EDS (2015) Detailed mapping unit design based on soil–landscape relation and spatial variability of magnetic susceptibility and soil color. *Catena*, 135, 149-162.

Siqueira DS, Marques JR. J, Matias SSR, Barrón V, Torrent J, Baffa O, Oliveira LC (2010) Correlation of properties of Brazilian Haplustalfs with magnetic susceptibility measurements. *Soil, Use and Management, Oxford*, v. 26, n. 4, p. 425-431.

SMA/CPLA (2014) SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (SMA), Ambiental Coordenadoria de Planejamento (CPLA), 2014. Meio ambiente paulista: Relatório de qualidade ambiental, São Paulo.

Souza Júnior IGD, Costa ACSD, Vilar CC, Hoepers A (2009) Teores De Óxidos De Ferro e de Elementos-Traço no Horizonte B de Solos do Estado do Paraná, *Ciência Rural*, Vol. 3 No. 1, pp. 68–71.

Strahler AN (1952) Hypsometric analysis of erosional topography. *Colorado: Bulletin of the Geological Society of America*. 63, 1117–1142.

Szuskiewicz M, Łukasik A, Magiera T, Mendakiewicz M (2016) Combination of geopedo-and technogenic magnetic and geochemical signals in soil profiles–Diversification and its interpretation: A new approach. *Environmental Pollution*, 214, 464-477.

Teixeira DB (2015) **Suscetibilidade magnética e análise de incertezas em mapeamento de solo**. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

Teixeira DDB, Marques J, Siqueira DS, Vasconcelos V, Carvalho OA, Martins ÉS, Pereira GT (2018) Mapping units based on spatial uncertainty of magnetic susceptibility and clay content, *Catena*, Elsevier, v. 164, pp. 79–87.

Teixeira DDB, Marques JR J, Siqueira DS, Vasconcelos V, Carvalho Junior, AO, Martins ÉS, Pereira GT (2017) Sample planning for quantifying and mapping magnetic susceptibility, clay content, and base saturation using auxiliary information. **Geoderma**, v.305, 208-218

Thomas MF (1994) **Geomorphology in the Tropics**: a study of weathering and denudation in low latitudes. John Wiley & Sons, Chichester, 460 pp.

Thompson R, Bloemendal J, Dearing JA, Oldfield F, Rummery TA, Stober JC, Turner GM (1980) Environmental application of magnetic measurements *Science*, 207, 481-486, 10.1126/science.207.4430.481.

Thornes JB (1990) **The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation**: spatial outcomes. In: Thornes JB, editor. *Vegetation and erosion*. Chichester: Processes and Environments, p. 41–53.

Thornthwaite CW (1948) An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, n. 1, p. 55-94.

Torrent J, Liu Q, Bloemendal J, Barrón V (2007) Magnetic enhancement and iron oxides in the upper Luochuan loess–paleosol sequence, Chinese Loess Plateau. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.71, p.1-9.

Torrent J, Liu QS, Barrón V (2010) Magnetic minerals in Calcic Luvisols (Chromic) developed in a warm Mediterranean region of Spain: origin and paleoenvironmental significance. **Geoderma**, Amsterdam. v. 154, pp. 465–472.

Valera CA, Pissarra TCT, Martins Filho MV, Junior RV, Fernandes LS, Pacheco FAL (2017) A legal framework with scientific basis for applying the ‘polluter pays principle’ to soil conservation in rural watersheds in Brazil. **Land Use Policy**, 66, 61-71.

Valera CA, Valle Junior RF, Varandas SGP, Sanches Fernandes LF, Pacheco FAL (2016) The role of environmental land use conflicts in soil fertility: A study on the Uberaba River basin, Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam. v. 562, p. 463-473.

Valle Júnior RF (2008) **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba**. 220f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita ilho”, Jaboticabal.

Valle Júnior RF, Galbiatti JA, Pissarra TCT, Martins Filho MV (2013) Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Uberaba. **Global Science and Technology**, Rio Verde. v. 6, p. 40-52

Valle Júnior RF, Varandas SG, Fernandes LFS, Pacheco FA (2015b) Multi Criteria Analysis for the monitoring of aquifer vulnerability: A scientific tool in environmental policy. **Environmental Science & Policy**. 48, 250-264.

Valle Júnior RF, Varandas SG, Pacheco FA, Pereira VR, Santos CF, Cortes RM, Fernandes LFS (2015a) Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, 43, 48-62.

Valle Júnior RF, Varandas SGP, Sanches Fernandes LF, Pacheco FAL (2014). Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. **Land Use Policy**, v. 41, p. 172-185.

Vasconcelos V (2016) Classificação e fragmentação das formas de terreno na análise do relevo tropical. 127p. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade de Brasília, Brasília.

Vasconcelos V, Carvalho Junior OA, Martins ES, Couto Júnior AF, Guimaraes RF, Gomes RAT (2012) Sistema de classificação geomorfológica baseada em uma arquitetura sequencial em duas etapas: árvore de decisão e classificador espectral, no Parque Nacional da Serra da Canastra. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia. 13, 171-186.

Vasconcelos V, Martins ES, Carvalho JR. OA, Marques Jr. J, Siqueira DS, Couto JR. AF, Guimaraes RF, Gomes RAT, Reatto A (2013) Modelo de Evolução Pedogeomorfológica da Serra da Canastra, MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 14, p. 197-212.

Veldkamp A, Lambin EF (2001) Predicting land-use change. **Agric. Ecosyst. Environ.** 85, 1–6.

Ventura Jr. E, Nearing MA, Norton LD (2001) Developing a magnetic tracer to soil study erosion. **Catena**, Amsterdam, v.43, p.277-291.

Verosub KL, Roberts AP (1995) Environmental magnetism: past, present and future. **Journal of Geophysical Research**, v.100, p.2175-2192.

Vieira SR, Hatfield JL, Nielsen DR, Biggar JW (1983) Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. *Hilgardia*. 51, 1–75.

Von Blanckenburg F (2006) The control mechanisms of erosion and weathering at basin scale from cosmogenic nuclides in river sediment. **Earth Planet. Sci. Lett.** 242, 224 - 239.

Wainwright J, Thornes JB (2004) **Environmental issues in the Mediterranean**. Processes and perspectives from the past and present. London: Routledge.

Wood J (1996) The Geomorphological Characterization of Digital Elevation Models. 184 f. Thesis (PhD in Science Information) – Science Information Department, University of Leicester, Leicester.

Xia D, Ming J, Xiuming L, Fahu C, Jianying M, Hui Z, Xunming W, Haitao W (2007) A preliminary study on the magnetic signatures of modern soil in Central Asia. **Frontiers of Earth Science in China**, Beijing, v. 1, n.3, p. 275-283.

Yang P, Byrne JM, Yang M (2016) Spatial variability of soil magnetic susceptibility, organic carbon and total nitrogen from farm land in northern China. **Catena** V. 145, 92–98, 2016.

Zhanga YJ, Lia AJ, Fung T (2012) Using GIS and multi-criteria decision analysis for conflict resolution in land use planning. **Procedia Environ. Sci.** 13, 2264–2273.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para atender à crescente demanda de informações detalhadas dos solos tropicais, o Grupo de Pesquisa Caracterização para fins de manejo específico e o Grupo de Pesquisa de Política de Uso do Solo vêm testando várias técnicas para representar a variabilidade espacial dos atributos do solo em grande escala, utilizando as formas da paisagem e propondo diretrizes de manejo e conservação do solo e da água, e métricas para a atuação concreta da política e da governança do uso do solo. O presente estudo buscou avaliar a eficácia da combinação de medidas magnéticas em discriminação de subclasses de uso do solo, utilizando novos parâmetros geomorfológicos para a definição da capacidade de uso do solo em bacias hidrográficas. Entre os resultados alcançados, podem-se salientar os níveis de dissecação do solo como um parâmetro geomorfológico importante para a definição de subclasses de capacidades de uso do solo.

Outro avanço importante é a aplicação da variável magnética do solo na diferenciação de compartimentos da paisagem (unidades geológicas e dissecação) e nas unidades de planejamento (classes de aptidão e conflito ambiental). O modelo proposto (RN-dissecação) para a detecção de médias categóricas de $\chi_{fd}(\%)$ mostrou-se eficiente e definiu alguns índices para gestão a campo do uso do solo. O atual contexto nacional no campo agrícola e na ciência do solo vem demonstrando que este é o caminho, visto que as técnicas-padrão de mapeamentos de solo tradicionais são caras e demoradas.

A representatividade dos valores típicos da $\chi_{fd}(\%)$ sobre as classes extremas indica que a suscetibilidade magnética pode ser aplicada como um poderoso indicador na diferenciação entre zonas agrícolas e florestas na área de estudo. Tal combinação é recomendada como um método rápido e de baixo custo para o zoneamento agrícola e florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Tietê e na região do Planalto Ocidental Paulista. A modelagem aqui realizada deverá ser testada e ajustada de modo a produzir resultados na escala de campo (município ou propriedade rural). Os testes deverão contemplar os usos do solo, específicos destas classes, e em diferentes tipos de solo e geologia, contribuindo para o planejamento e a formulação de políticas públicas, fortalecendo a governança do solo no Brasil e no mundo, especialmente em regiões tropicais

APÊNDICE: Banco de dados das 97 sub-bacias hidrográficas, seguido pelos parâmetros morfométricos correspondentes.

Sub-bacias	Área (km ²)	Área (ha)	Perím. (km)	Cr (km)	Dd (km/km ²)	D (%)	RN (ad.)	Uso Potencial
1	118,80	11879,90	72,48	115,19	0,97	4,65	4,51	Pastagem
2	535,73	53573,00	164,34	556,26	1,04	4,92	5,11	Pastagem/Floresta
3	77,88	7788,33	70,68	80,89	1,04	4,18	4,34	Pastagem
4	340,59	34058,50	177,90	356,63	1,05	4,89	5,12	Pastagem/Floresta
5	200,90	20090,10	96,78	209,54	1,04	4,87	5,08	Pastagem/Floresta
6	73,12	7311,51	60,12	75,28	1,03	4,98	5,13	Pastagem/Floresta
7	84,38	8437,68	63,24	89,34	1,06	5,09	5,39	Pastagem/Floresta
8	607,64	60764,40	189,00	634,85	1,04	5,75	6,01	Floresta
9	555,18	55517,80	164,64	576,59	1,04	5,62	5,84	Floresta
10	83,03	8303,31	66,12	81,71	0,98	5,23	5,14	Pastagem/Floresta
11	46,95	4695,39	43,08	50,50	1,08	5,70	6,13	Floresta
12	175,02	17502,00	87,36	158,32	0,90	4,87	4,41	Pastagem
13	925,87	92586,90	234,00	889,15	0,96	4,63	4,44	Pastagem
14	45,06	4505,76	50,88	34,80	0,77	3,35	2,58	Agricultura
15	58,41	5840,91	69,24	50,21	0,86	4,12	3,54	Agricultura
16	598,21	59821,10	196,98	574,43	0,96	5,16	4,96	Pastagem/Floresta
17	101,37	10137,10	75,84	81,92	0,81	3,49	2,82	Agricultura
18	424,41	42440,60	158,04	372,67	0,88	3,77	3,31	Agricultura
19	1139,64	113964,00	257,64	1134,75	1,00	4,74	4,72	Pastagem
20	191,55	19155,20	107,16	186,77	0,98	4,21	4,10	Agricultura
21	620,48	62048,30	209,10	585,57	0,94	5,24	4,95	Pastagem/Floresta
22	49,07	4906,62	58,20	46,67	0,95	4,82	4,59	Pastagem
23	1917,41	191741,00	382,80	1867,49	0,97	5,90	5,74	Pastagem/Floresta
24	19,95	1994,94	29,04	17,25	0,86	3,89	3,36	Agricultura
25	8,25	825,39	17,58	6,47	0,78	4,03	3,16	Agricultura
26	67,04	6704,46	55,80	60,11	0,90	4,53	4,06	Agricultura
27	70,02	7002,18	57,90	63,65	0,91	4,88	4,44	Pastagem
28	76,11	7610,85	58,26	68,91	0,91	5,27	4,77	Pastagem
29	64,49	6448,77	56,22	63,44	0,98	5,50	5,41	Pastagem/Floresta
30	157,23	15723,00	87,96	153,51	0,98	6,20	6,05	Floresta
31	242,68	24267,60	103,50	245,19	1,01	6,45	6,52	Floresta
32	2343,34	234334,00	323,79	2278,06	0,97	7,74	7,52	Floresta
33	114,62	11462,00	83,94	112,75	0,98	6,93	6,82	Floresta
34	32,37	3236,67	36,90	31,89	0,99	7,16	7,05	Floresta
35	25,98	2598,48	33,42	25,08	0,97	5,50	5,31	Pastagem/Floresta
36	20,45	2045,43	26,46	17,67	0,86	5,23	4,51	Pastagem
37	371,73	37172,80	139,74	354,92	0,95	6,47	6,17	Floresta
38	74,62	7462,08	50,70	61,96	0,83	6,29	5,23	Pastagem/Floresta
39	190,81	19080,50	94,44	164,32	0,86	6,15	5,29	Pastagem/Floresta
40	75,05	7504,74	65,28	60,40	0,80	5,72	4,60	Pastagem
41	97,00	9700,20	67,44	74,09	0,76	6,12	4,67	Pastagem

Cont. Apêndice								
42	624,41	62440,90	193,02	556,64	0,89	6,67	5,95	Floresta
43	136,36	13636,20	81,12	114,54	0,84	5,90	4,96	Pastagem/Floresta
44	309,85	30984,90	137,82	269,16	0,87	5,55	4,82	Pastagem
45	58,29	5828,85	48,54	46,71	0,80	5,74	4,60	Pastagem
46	939,50	93949,60	257,94	856,87	0,91	6,66	6,07	Floresta
47	30,47	3046,68	37,50	26,30	0,86	6,67	5,76	Pastagem/Floresta
48	154,08	15408,40	87,24	149,84	0,97	5,43	5,28	Pastagem/Floresta
49	720,37	72036,50	220,98	625,29	0,87	7,00	6,07	Floresta
50	54,01	5401,35	54,24	41,70	0,77	5,27	4,07	Agricultura
51	115,94	11593,50	67,44	100,39	0,87	4,72	4,09	Agricultura
52	31,29	3128,85	40,08	25,88	0,83	5,96	4,93	Pastagem/Floresta
53	34,27	3426,93	43,02	28,72	0,84	6,24	5,23	Pastagem/Floresta
54	1934,95	193495,00	418,92	1908,20	0,99	7,76	7,65	Floresta
55	2667,89	266789,00	394,02	2365,64	0,89	6,20	5,50	Pastagem/Floresta
56	2767,16	276716,00	400,98	2444,79	0,88	5,52	4,87	Pastagem
57	327,73	32773,30	160,38	276,02	0,84	4,45	3,75	Agricultura
58	85,47	8546,67	71,76	74,63	0,87	4,68	4,09	Agricultura
59	40,52	4051,53	52,50	34,94	0,86	3,88	3,35	Agricultura
60	451,14	45113,70	179,76	415,10	0,92	5,19	4,78	Pastagem
61	87,94	8794,17	63,42	84,78	0,96	4,49	4,33	Pastagem
62	130,67	13066,90	80,10	128,35	0,98	6,38	6,27	Floresta
63	609,43	60943,40	199,38	567,74	0,93	5,42	5,05	Pastagem/Floresta
64	252,84	25284,10	119,88	226,63	0,90	4,75	4,26	Pastagem
65	1585,99	158599,00	350,58	1560,33	0,98	6,00	5,90	Floresta
66	92,89	9288,54	73,50	84,84	0,91	4,31	3,94	Agricultura
67	747,16	74715,80	250,50	743,82	1,00	6,06	6,03	Floresta
68	95,30	9530,01	85,20	85,95	0,90	4,32	3,90	Agricultura
69	442,43	44242,60	184,98	415,40	0,94	5,02	4,72	Pastagem
70	638,68	63867,90	221,58	642,62	1,01	5,51	5,55	Pastagem/Floresta
71	242,08	24208,10	143,70	208,17	0,86	3,76	3,24	Agricultura
72	853,33	85333,40	222,54	827,31	0,97	5,54	5,37	Pastagem/Floresta
73	176,55	17654,50	97,68	150,91	0,85	4,39	3,75	Agricultura
74	588,55	58855,00	197,04	574,71	0,98	5,12	5,00	Pastagem/Floresta
75	805,06	80505,80	197,70	790,38	0,98	5,71	5,61	Pastagem/Floresta
76	91,86	9186,12	76,14	93,38	1,02	5,28	5,37	Pastagem/Floresta
77	33,83	3382,65	44,28	33,06	0,98	5,69	5,56	Pastagem/Floresta
78	412,93	41293,40	137,04	423,37	1,03	6,42	6,59	Floresta
79	199,78	19977,80	94,68	203,56	1,02	5,98	6,09	Floresta
80	34,54	3454,02	41,64	34,76	1,01	5,06	5,09	Pastagem/Floresta
81	253,90	25390,10	134,52	261,91	1,03	5,31	5,48	Pastagem/Floresta
82	175,50	17550,00	90,30	178,11	1,01	5,15	5,23	Pastagem/Floresta
83	42,09	4209,48	43,86	43,66	1,04	4,94	5,12	Pastagem/Floresta
84	47,71	4771,08	50,22	49,98	1,05	4,70	4,93	Pastagem/Floresta
85	79,43	7943,04	67,20	75,59	0,95	4,53	4,32	Pastagem
86	48,13	4813,02	44,04	44,98	0,93	4,33	4,05	Agricultura

Cont. Apêndice								
87	48,29	4829,40	51,84	50,41	1,04	4,08	4,26	Pastagem
88	22,39	2239,38	29,28	24,93	1,11	4,40	4,90	Pastagem
89	19,73	1972,98	28,68	19,06	0,97	4,16	4,02	Agricultura
90	43,38	4337,91	39,06	43,52	1,00	3,98	3,99	Agricultura
91	26,12	2612,07	32,64	28,21	1,08	4,46	4,81	Pastagem
92	41,42	4142,07	41,88	40,28	0,97	4,72	4,59	Pastagem
93	9,95	994,86	18,06	8,86	0,89	4,06	3,62	Agricultura
94	11,81	1180,89	20,58	11,68	0,99	4,78	4,73	Pastagem
95	22,23	2223,00	30,78	23,21	1,04	5,10	5,32	Pastagem/Floresta
96	23,08	2308,14	26,94	22,07	0,96	5,21	4,98	Pastagem/Floresta
97	13,06	1305,81	20,82	12,78	0,98	5,26	5,15	Pastagem/Floresta